

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ROSIMERI DE OLIVEIRA FRAGOSO

**TÉCNICAS DE MELHORIA DA CAMA DE SEMENTES PARA INDUÇÃO DA
REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS**

CURITIBA-PR

2017

ROSIMERI DE OLIVEIRA FRAGOSO

**TÉCNICAS DE MELHORIA DA CAMA DE SEMENTES PARA INDUÇÃO DA
REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia, Área de Concentração em Produção Vegetal, Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Orientadora: Dra. Katia Christina Zuffellato-Ribas

Co-orientadores: Dr. Henrique Soares Koehler

Dr. Antonio Aparecido Carpanezi

CURITIBA-PR

2017

F811 Fragoso, Rosimeri de Oliveira

Técnicas de melhoria da cama de sementes para indução da regeneração natural em pastagens abandonadas / Rosimeri de Oliveira Fragoso. Curitiba: 2017.

165 f. il.

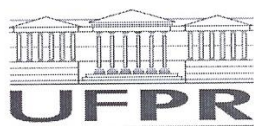
Orientadora: Katia Christina Zuffellato-Ribas

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná.

Setor de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia.

1. Floresta - Restauração. 2. Pastagem. 3. Gramíneas.
I. Zuffellato-Ribas, Katia Christina. II. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

CDU 630*23:633.2



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS AGRÁRIAS
Programa de Pós-Graduação AGRONOMIA (PRODUÇÃO VEGETAL)

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em AGRONOMIA (PRODUÇÃO VEGETAL) da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ROSIMERI DE OLIVEIRA FRAGOSO** intitulada: **TÉCNICAS DE MELHORIA DA CAMA DE SEMENTES PARA A INDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO.

Curitiba, 20 de Fevereiro de 2017.

KATIA CHRISTINA ZUFFELLATO-RIBAS
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

HENRIQUE SOARES KOEHLER
Orientador - Avaliador Interno (UFPR)

SEBASTIÃO BRASIL CAMPOS LUSTOSA
Avaliador Externo (UNICENTRO)

JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN
Avaliador Externo (UEL)

ANTONIO APARECIDO CARPANEZZI
Avaliador Externo (EMBRAPA)

JOÃO BATISTA CAMPOS
Avaliador Externo (UEM)

Dedico este trabalho a quem dedica a vida por mim...
aos meus pais, Jorge e Lenir,
às minhas irmãs, Elisiane e Ana Paula,
e ao meu esposo Carlos,
que sempre estiveram ao meu lado,
me acompanhando, apoiando e principalmente,
acreditando em mim.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, por ser a minha força.

À minha família por todo apoio e carinho, meus pais, minhas irmãs e, nesta fase da minha vida em especial, ao meu esposo, que não mediu esforços para que tudo isso fosse possível e para que eu jamais me sentisse desamparada.

Aos meus orientadores, Antonio Aparecido Carpanezi, Henrique Soares Koehler e Katia Christina Zuffellato-Ribas, com quem tive o prazer de trabalhar e aprender ensinamentos que muito contribuíram na minha formação pessoal e profissional.

À equipe de trabalho da Embrapa Florestas, que tornou possível a realização deste trabalho, em especial aos amigos, Sr. Wilson, Irineu, Paulino, Jonatas, Ceará e Dona Maria.

Aos professores e pesquisadores, Sebastião Brasil C. Lustosa, Sandra Bos Mikich, Victor Pereira Zwiener, José Marcelo D. Torezan e João Batista Campos, pelos esforços em melhorar este trabalho.

Aos integrantes do Grupo de Pesquisa em Estaquia (GEPE) da Universidade Federal do Paraná pela amizade e parcerias de trabalhos.

À CAPES e Embrapa Florestas pelo suporte financeiro.

Ao Programa de Pós Graduação em Agronomia (Produção Vegetal) pela oportunidade de realização do doutorado, em especial à Lucimara Antunes, por sua dedicação ao curso.

Aos demais professores, colegas de curso e amigos...

Muito Obrigada!!

Algumas sementes caíram à beira do caminho...,
... algumas caíram em solo pedregoso, ... e algumas caíram entre espinhos;
... mas outras caíram em boa terra...
(Mateus 13:3-8)

RESUMO

A nucleação busca induzir a regeneração natural a partir de um ponto, o núcleo. Os métodos de restauração ecológica com base na nucleação representam alternativa de interesse crescente. Na prática, eles esbarram na presença de espécies inibidoras, principalmente gramíneas de pastagens, que formam um ambiente inóspito (cama de sementes desfavorável) à regeneração natural, por prejudicar a germinação e o desenvolvimento das plântulas. Com base nisso, formulou-se a hipótese de que a melhoria da cama de sementes resulta na redução da competição por gramíneas inibidoras, levando ao estabelecimento da regeneração natural. Os trabalhos foram conduzidos entre novembro/2013 e maio/2016 em Morretes-PR, na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, segundo os objetivos específicos: Capítulo I (artigo de revisão) - abordar processos da regeneração natural em pastagens abandonadas e algumas metodologias de restauração em desenvolvimento no Brasil, embasadas em nucleação; Capítulo II - avaliar o banco de sementes de três áreas contíguas - pastagem abandonada há 10 anos, com solo alterado pela decapitação parcial do horizonte A havia dois anos; pastagem idêntica à anterior, com revolvimento recente da camada superficial do solo; área em estágio inicial de regeneração - a fim de verificar seu potencial para a restauração da floresta original; Capítulos III e IV - verificar a eficiência de poleiro artificial, galharia, solarização do solo e herbicida, como métodos únicos ou combinados, em área coberta por espécies inibidoras do gênero *Urochloa*, visando o estabelecimento de plantas nativas; Capítulo V - avaliar o tamanho mínimo necessário para garantir a eficiência da galharia quanto à indução da regeneração natural, e conter a reinvasão de gramíneas *Urochloa*. No capítulo II, as coletas das amostras do banco de sementes foram realizadas em dez pontos por área (0,30 x 0,30 m) e em três profundidades (0 a 3 cm + serapilheira, 3,1 a 6,0 cm e 6,1 a 9,0 cm), segundo delineamento inteiramente casualizado e parcelas subdivididas. Nos capítulos III, IV (12 e 28 parcelas de 8 x 5 m, respectivamente) e V (28 parcelas variando de 6 x 1 m a 6 x 6 m), o delineamento foi de blocos ao acaso com parcelas subdivididas no tempo. Ao todo foram obtidas 85 espécies no banco de sementes. A forma de vida predominante foi de plantas herbáceas (98%), sendo a família Cyperaceae a mais abundante. A área II apresentou a maior densidade de indivíduos m^{-2} com 33.440 sementes, seguida da área I com 30.748 sementes m^{-2} . A área em início de regeneração apresentou densidade significativamente menor, com 11.266 sementes m^{-2} . A reduzida densidade de plantas lenhosas, mesmo com fragmentos florestais próximos, indica que não apenas a quantidade de sementes é afetada pelas gramíneas, mas também a diversidade de espécies, que fica restrita às plantas já presentes na pastagem. Em relação às práticas de nucleação, no começo a galharia e a solarização reduzem as gramíneas *Urochloa*; entretanto, com o decorrer do tempo, os efeitos iniciais deixam de existir, devido ao rápido crescimento das gramíneas a partir das bordas das parcelas. O uso de poleiros nesses tratamentos não possibilita o recrutamento significativo de plântulas de outras espécies, devido à permanência das condições inibidoras. O herbicida é eficiente para remover a gramínea; contudo, o estabelecimento de lenhosas somente é satisfatório com o uso de poleiros para atração de fauna dispersora. Em qualquer tamanho, a galharia, isoladamente, é ineficiente para conter o crescimento das gramíneas a partir das bordas das parcelas e, por constituir pilha de resíduos, dificulta ainda mais o

estabelecimento de lenhosas. Para sucesso da restauração ecológica em pastagens de *Urochloa*, há necessidade da eliminação das gramíneas inibidoras; práticas que não cumprem tal princípio tendem ao fracasso.

Palavras-chave: herbicida, galharia, nucleação, poleiro artificial, recuperação de ecossistemas degradados, solarização do solo.

ABSTRACT

Nucleation seeks to induce the natural regeneration of environments from one point, the nucleus. Ecological restoration techniques based on nucleation are an alternative with ever increasing interest. In practice, these techniques are challenged when faced with the presence of inhibitory species, especially pastures of grasses, which form an inhospitable environment (unfavorable seedbed) for natural regeneration by impairing germination and seedling development. Based on this, we hypothesized that improvement in seedbed would result in reduced competition by inhibitory grasses, leading to the establishment of natural regeneration. Field work was conducted between November 2013 and May 2016 in Morretes-PR in an area of lowland evergreen rain forest. Specific objectives were: Chapter I (review article) - to review the processes of natural regeneration in abandoned pastures and the developing nucleation restoration techniques that exist in Brazil; Chapter II - to evaluate the seed bank of three contiguous areas - pasture abandoned for 10 years, with soil amended by partial beheading for two years at horizon A; pasture identical to the previous, with recent disturbances to the topsoil; area in the early stages of regeneration - in order to verify their potential for restoration of the original forest; Chapters III and IV - to verify the efficiency of artificial perches, brushwood, soil solarization, and herbicide, as single or combined techniques, in an area covered by the inhibitory species of the genus *Urochloa*, aiming native plants establishment; Chapter V - to evaluate the minimum size required to ensure the efficiency of brushwood for inducing natural regeneration and preventing the re-invasion of *Urochloa* grasses. In chapter II, seed bank samples were collected from ten points per area (0.30 x 0.30 m) and at three depths (0-3 cm + litter, 3.1 to 6.0 cm and 6.1 to 9.0 cm), according to a completely randomized and split-plot design. In chapters III, IV (12 and 28 plots of 8 x 5 m, respectively), and V (28 plots ranging from 6 x 1 m to 6 x 6 m), the experiments were also organized according to randomized block and split-plot designs. We obtained 85 species in the seed bank. The predominant life form was herbaceous (98%), with the Cyperaceae family being the most abundant. Area II presented the highest density of individuals m⁻² with 33.440 seeds, followed by area I with 30.748 seeds m⁻². The area in early stages of regeneration had a significantly lower density, with 11.266 seeds m⁻². Even with proximal forest fragments, the reduced density of woody plants indicated that not only the amount of seeds was affected by grasses, but also species diversity, which was restricted to plants already present in pasture. Regarding nucleation techniques, in the beginning brushwood and soil solarization reduced the *Urochloa* grasses, however, over time the initial effects ceased to exist due to the rapid growth of grass at the edges of the plots. The use of perches in these treatments did not cause a significant increase in other species, due to the persistence of inhibiting conditions for seedling establishment. Herbicide was effective for removing grasses, however, the recruitment of woody species was only satisfactory through the use of perches which attracted seed dispersers. At any size, brushwood alone was ineffective in preventing grass growth at plot edges, and constituted a residue pile, which further complicated the establishment of woody species. For successful ecological restoration of *Urochloa* pastures, local forages need to be eliminated and practices that do not comply with this proposition tend to fail.

Keywords: herbicide, brushwood, nucleation, artificial perch, restoration of degraded ecosystems, soil solarization.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	15
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	18
2. CAPÍTULO I: BARREIRAS AO ESTABELECIMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DE PASTAGENS ABANDONADAS.....	24
2.1. INTRODUÇÃO	26
2.2. REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS	27
2.3. BARREIRAS À REGENERAÇÃO NATURAL.....	28
2.3.1. Barreiras à dispersão de sementes.....	28
2.3.2. Barreiras à chegada de sementes ao solo e à germinação do banco de sementes.....	30
2.3.3. Barreiras ao estabelecimento das espécies.....	33
2.4. ASPECTOS DE PESQUISAS APLICADAS NA ÁREA DE NUCLEAÇÃO	36
2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	41
REFERÊNCIAS.....	42
3. CAPÍTULO II: BANCO DE SEMENTES DE PASTAGENS ABANDONADAS NA REGIÃO LITORÂNEA DO PARANÁ.....	55
3.1. INTRODUÇÃO	57
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	58
3.3. RESULTADOS	63
3.4. DISCUSSÃO	68
3.5. CONCLUSÕES	73
REFERÊNCIAS.....	75
4. CAPÍTULO III: GALHARIA E POLEIRO ARTIFICIAL COMO PRÁTICAS DE FACILITAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGEM DE <i>Urochloa</i>	81
4.1. INTRODUÇÃO	83
4.2. MATERIAL E MÉTODOS	84
4.3. RESULTADOS	90
4.4. DISCUSSÃO	95
4.5. CONCLUSÕES	98
REFERÊNCIAS.....	100

5. CAPÍTULO IV: RESTAURAÇÃO FLORESTAL SOB DIFERENTES METODOLOGIAS DE NUCLEÇÃO EM PASTAGEM DE <i>Urochloa</i>	105
5.1. INTRODUÇÃO	107
5.2. MATERIAL E MÉTODOS	108
5.3. RESULTADOS	108
5.4. DISCUSSÃO	122
5.5. CONCLUSÕES	126
REFERÊNCIAS	127
6. CAPÍTULO V: RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM PASTAGEM ABANDONADA DE <i>Urochloa</i> POR MEIO DE DIFERENTES TAMANHOS DE GALHARIA	132
6.1. INTRODUÇÃO	134
6.2. MATERIAL E MÉTODOS	135
6.3. RESULTADOS	141
6.4. DISCUSSÃO	146
6.5. CONCLUSÕES	149
REFERÊNCIAS	150
7. CONCLUSÕES GERAIS	155
REFERÊNCIAS	157

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1.	ÁREAS DE COLETA DO BANCO DE SEMENTES NA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR: A - PASTAGEM ABANDONADA HÁ CERCA DE 10 ANOS, COM SOLO ALTERADO PELA DECAPITAÇÃO PARCIAL DO HORIZONTE A HAVIA DOIS ANOS (ÁREA I); B - PASTAGEM IDÊNTICA À ANTERIOR, COM REVOLVIMENTO RECENTE DA CAMADA SUPERFICIAL DO SOLO (ÁREA II); C - ÁREA EM ESTÁDIO INICIAL DE REGENERAÇÃO (ÁREA III).....	60
FIGURA 1.2.	AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES EM CASA DE VEGETAÇÃO NA EMBRAPA FLORESTAS, COLOMBO-PR: A - BANDEJAS CONTENDO AMOSTRAS DE CAMPO; B - INDIVÍDUOS TRANSPLANTADOS PARA TUBETES PARA POSTERIOR IDENTIFICAÇÃO.....	61
FIGURA 2.1.	SITUAÇÃO NO INÍCIO DO EXPERIMENTO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR: A - ÁREA ANTES DA IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; B - ÁREA APÓS A IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; C - TRATAMENTO GALHARIA; D - TRATAMENTO GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL.....	85
FIGURA 2.2.	CROQUI DO CONJUNTO DE TRATAMENTOS ORGANIZADOS DENTRO DE BLOCOS AO ACASO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	87
FIGURA 2.3.	SEQUÊNCIA DE MONTAGEM DO TRATAMENTO GALHARIA (1-8). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	88

FIGURA 2.4.	AVALIAÇÃO DO PERCENTUAL DE COBERTURA POR HERBÁCEAS AO LONGO DA SUBPARCELA DE 0,50 X 5 m. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	90
FIGURA 2.5.	PARCELA DE GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL REOCUPADA POR GRAMÍNEAS <i>Urochloa</i> AOS 24 MESES DE AVALIAÇÃO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	92
FIGURA 2.6.	COBERTURA POR GRAMÍNEAS (%) A PARTIR DAS BORDAS DAS PARCELAS (Q1 E Q10) EM DIREÇÃO AO CENTRO (Q5 E Q6), AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	93
FIGURA 3.1.	ETAPA INICIAL DO EXPERIMENTO: A - ÁREA ANTES DA IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; B - ÁREA APÓS A IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; C – APLICAÇÃO DO TRATAMENTO HERBICIDA; D - TRATAMENTO SOLARIZAÇÃO; E - TRATAMENTO GALHARIA; F - TRATAMENTO GALHARIA COM CRESCIMENTO AGRESSIVO DAS GRAMÍNEAS CIRCUNDANTES, 60 DIAS APÓS A INSTALAÇÃO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	110
FIGURA 3.2.	CROQUI DO CONJUNTO DE TRATAMENTOS ORGANIZADOS DENTRO DE BLOCOS (B) AO ACASO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	113
FIGURA 3.3.	DESENHO ESQUEMÁTICO ILUSTRANDO AS CAMADAS (C1-6) DE MONTAGEM DO TRATAMENTO GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	114

FIGURA 3.4.	CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS AO FINAL DO EXPERIMENTO: A - PARCELA DE GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO; B - PARCELA DE SOLARIZAÇÃO + POLEIRO; C - PARCELA DE HERBICIDA + POLEIRO; D - DETALHE DE PLÂNTULAS LOCALIZADAS NA PROJEÇÃO DAS HASTES DO POLEIRO EM PARCELA DE HERBICIDA + POLEIRO.....	118
FIGURA 3.5.	COBERTURA POR GRAMÍNEAS (%) A PARTIR DAS BORDAS DAS PARCELAS (Q1 E Q5) EM DIREÇÃO AO CENTRO (Q3), AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	121
FIGURA 4.1.	SITUAÇÃO INICIAL DO EXPERIMENTO: A - ÁREA ANTES DA IMPLANTAÇÃO; B - ÁREA APÓS A IMPLANTAÇÃO; C - GALHARIA DE 6 x 1 m; D - GALHARIA DE 6 x 2 m; E - GALHARIA DE 6 x 3 m; F - GALHARIA DE 6 x 4 m; G - GALHARIA DE 6 x 5 m; H - GALHARIA DE 6 x 6 m. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	137
FIGURA 4.2.	DESENHO ESQUEMÁTICO ILUSTRANDO AS CAMADAS (C1-8) DE MONTAGEM DO TRATAMENTO GALHARIA. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	138
FIGURA 4.3.	DESENHO ESQUEMÁTICO DOS DIFERENTES TRATAMENTOS DE GALHARIA E DAS SUBPARCELAS DE AVALIAÇÃO DA COBERTURA (%) POR HERBÁCEAS: UMA AO LONGO DA DIMENSÃO FIXA DA PARCELA (6 m); OUTRA AO LONGO DA DIMENSÃO VARIÁVEL (1 a 6 m). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	140

FIGURA 4.4. COBERTURA POR GRAMÍNEAS (%) A PARTIR DAS BORDAS DAS PARCELAS (Q1 E Q6) EM DIREÇÃO AO CENTRO (Q3 E Q4), AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..... 144

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1.	RELAÇÃO DE ESPÉCIES NO BANCO DE SEMENTES (SEGUNDO FAMÍLIA, FORMA DE VIDA, DISPERSÃO DAS SEMENTES E ORIGEM), NAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	63
TABELA 1.2.	NÚMERO DE SEMENTES m^{-2} NO BANCO DE SEMENTES DAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III) E NAS TRÊS PROFUNDIDADES: 0-3 cm + SERAPILHEIRA (P1), 3,1-6 cm (P2) E 6,1-9 cm (P3). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	68
TABELA 2.1.	ESPÉCIES LENHOSAS DE REGENERAÇÃO NATURAL APÓS 24 MESES, NO CONJUNTO DE PARCELAS DE 40 m^2 . TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	91
TABELA 2.2.	DENSIDADE DE LENHOSAS m^{-2} AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	91
TABELA 2.3.	COBERTURA POR GRAMÍNEAS E ERVAS ESPONTÂNEAS (%) AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	92

TABELA 2.4.	FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA (%) DAS ESPÉCIES HERBÁCEAS AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	94
TABELA 3.1.	ESPÉCIES LENHOSAS DE REGENERAÇÃO NATURAL APÓS 24 MESES, NO CONJUNTO DE PARCELAS DE 40 m ² . TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	116
TABELA 3.2.	DENSIDADE DE LENHOSAS m ² AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	118
TABELA 3.3.	COBERTURA POR GRAMÍNEAS, ERVAS ESPONTÂNEAS E ESPAÇO SEM VEGETAÇÃO (%) AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	120

TABELA 4.1.	ESPÉCIES LENHOSAS PROVENIENTES DE REGENERAÇÃO NATURAL APÓS 24 MESES, NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	141
TABELA 4.2.	DENSIDADE DE LENHOSAS m ⁻² AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.....	142
TABELA 4.3.	COBERTURA POR GRAMÍNEAS, ERVAS ESPONTÂNEAS E ESPAÇO SEM VEGETAÇÃO (%) NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	143
TABELA 4.4.	ESPÉCIES HERBÁCEAS ENCONTRADAS AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, EM TODOS OS TRATAMENTOS. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR..	145

1. INTRODUÇÃO GERAL

A redução das áreas ocupadas por vegetação nativa, para ampliação de fronteiras agrícolas e urbanas, leva à desconectividade entre habitats, com sérios prejuízos à biodiversidade (GROENEVELDA *et al.*, 2009; PÜTZ *et al.*, 2011). Embora as perturbações antrópicas exerçam impactos negativos sobre todas as paisagens naturais, no Brasil a maior parte das ações de restauração de ecossistemas degradados ocorre em áreas abertas abandonadas ou cujo uso anterior era pastoreio (CARPANEZZI, 2005; SPAROVEK *et al.*, 2011). A conversão de florestas em pastagens é um importante fator de degradação, devido à presença de gramíneas agressivas que afetam o estabelecimento da regeneração natural (BOCCHESE *et al.*, 2008). Nessas áreas, a redução do recrutamento de plântulas ocorre devido a fatores como competição por água, luz e nutrientes, alelopatia, ausência de fauna dispersora, predação e condições inadequadas de microclima, ou ainda por degradação física e química do solo (ZIMMERMAN *et al.*, 2000; CORDEIRO; HOWE, 2003; RASIAH *et al.*, 2004; BENÍTEZ-MALVIDO; LEMUS ALBOR, 2005; BARBOSA *et al.*, 2008; GRISCOM; ASHTON, 2011; MAZA-VILLALOBOS *et al.*, 2011).

Dentre as forrageiras mais agressivas estão *Urochloa* (*U. subquadriflora* (Trin.) R.D.Webster, *U. humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga, *U. decumbens* (Stapf) R.D.Webster), capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs) e capim-gordura (*Melinis minutiflora* P.Beauv.) (MARTINS *et al.*, 2004; CHEUNG *et al.*, 2009; FRAGOSO *et al.*, 2016). O gênero *Urochloa*, em razão de estar entre as mais importantes pastagens do país (KARIA *et al.*, 2006; PÁDUA; SOLURI, 2013), tem causado vultuoso prejuízo às áreas em restauração florestal (CHEUNG *et al.*, 2010). São plantas vigorosas, que se adaptam bem desde solos úmidos e férteis até solos pobres e sujeitos a secas estacionais (MILES; VALLE, 1998), resultando em maior habilidade competitiva e efeito inibidor sobre a vegetação nativa (SOUZA *et al.*, 2012).

O conceito de plantas inibidoras faz parte de um conjunto de mecanismos, descritos por Connell e Slatyer (1977), que atuam sobre as comunidades vegetais,

contribuindo para o direcionamento da sucessão natural. São três mecanismos principais: inibição, facilitação e tolerância. O efeito de inibição é característico de espécies colonizadoras com alto poder de reprodução e dispersão, capazes de modificar o ambiente. Este mecanismo implica que a substituição das espécies apenas ocorrerá quando houver a morte dos indivíduos inibidores já estabelecidos. Noutro caso, os indivíduos colonizadores, embora possuam vantagens competitivas, modificam o ambiente de forma a permitir que outros se estabeleçam, ocorrendo então a facilitação. A tolerância é descrita como a ausência de efeitos positivos ou negativos de uma espécie sobre outra, tendo cada uma a mesma chance de adentrar na comunidade, de acordo com sua capacidade de dispersão e colonização.

Dentre as medidas de proteção e recuperação das paisagens naturais, as áreas de preservação permanente e de reserva Legal, previstas no Código Florestal brasileiro, representam instrumentos importantes para o desenvolvimento econômico sustentável (SOARES-FILHO, 2013). Tradicionalmente, os programas de restauração são executados por plantio de talhões mistos de espécies arbóreas e proteção física da área, sendo a eliminação dos distúrbios locais uma medida indispensável (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; CHAZDON; URIARTE, 2016). Os talhões mistos, quando bem concebidos e realizados, possuem caráter facilitador (CARPANEZZI, 2006). Nos talhões é crucial, na fase de estabelecimento, moderar a competição de gramíneas sobre as mudas plantadas ou de regeneração natural (GALVÃO; PORFÍRIO-DA-SILVA, 2005). Nessa fase devem ocorrer tratos culturais como capinas, roçadas e aplicação de herbicidas, os quais, todavia, pouco são feitos (NAVE *et al.*, 2009; BAGGIO *et al.*, 2013). Nas áreas de pastagem simplesmente protegidas, sem tratos culturais, a sucessão por regeneração natural é lenta ou inexistente (ZILLER *et al.*, 2010; BECHARA *et al.*, 2016), evidenciando o caráter inibidor das forrageiras.

Existem outras práticas de restauração, ainda pouco praticadas ou desenvolvidas, orientadas pela facilitação *lato sensu*, isto é, o conjunto de processos pelos quais a sucessão é beneficiada (CONNELL; SLATYER, 1977). Em termos aplicados, a nucleação busca induzir a regeneração natural a partir de um ponto, o núcleo, diferenciado da matriz circunjacente e hábil em atrair sementes e ou favorecer sua germinação e desenvolvimento. Enquadram-se na nucleação: poleiros por árvores

isoladas ou por grupos pequenos de árvores (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; CORBIN; HOLL, 2012), remoção de manchas da vegetação inibidora por herbicidas (ELGAR *et al.*, 2014) ou solarização (LAMBRECHT; D'AMORE, 2010) e, principalmente, poleiros artificiais e galharias (REIS *et al.*, 2003). O uso de tais práticas tem despertado muito interesse, pois são mais simples e baratas, e prometem menor necessidade de tratos culturais na fase de implantação e após (CHAZDON; URIARTE, 2016). Todavia, hoje muitos dos órgãos ambientais, responsáveis por regular os empreendimentos de restauração florestal, não estão informados ou estruturados para isso (DURIGAN *et al.*, 2010). Falta orientação adequada para que as práticas de nucleação tornem-se uma realidade na restauração de ecossistemas degradados (REIS *et al.*, 2003; BECHARA *et al.*, 2016).

Poleiros artificiais têm sido propalados com o objetivo de promover a atração de aves dispersoras de sementes, visando incrementar a chuva de sementes (REIS *et al.*, 2010). Os poleiros artificiais são comparados a árvores remanescentes em campos abertos, os quais atuam como “núcleos de regeneração” acentuada (MANNING *et al.*, 2006). Entretanto, como é importante que as sementes depositadas abaixo dos poleiros encontrem condições adequadas para germinar e crescer, tem sido sugerido associar práticas de melhoria da cama de sementes, sem as quais as sementes dispersas terão pouca probabilidade de sobreviver (TOMAZI *et al.* 2010; REID; HOLL, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2016).

A galharia é um método de complexação ambiental, por meio do qual se busca melhorar a qualidade da cama de sementes, visando um ambiente propício às sementes que chegam. Esse método consiste no aproveitamento de resíduos vegetais inertes, como material de poda das árvores, troncos e bambus, folhas de palmeiras senescentes e resíduos florestais, que são reunidos para formarem núcleos de regeneração natural (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009). A galharia pode exercer influência sobre a qualidade da cama de sementes, melhorando pontualmente aspectos do solo, como aumento da matéria orgânica e microbiota do solo (REIS *et al.*, 2003; VERGÍLIO *et al.*, 2013).

Da mesma forma, os núcleos de remoção da vegetação inibidora por aplicação de herbicidas e solarização do solo são considerados métodos de preparo da cama de

sementes (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; ELGAR *et al.*, 2014). O uso de herbicidas para controle de espécies indesejáveis, quando realizado de forma correta, torna-se uma ferramenta da restauração eficaz e barata (ZALBA; ZILLER, 2007). Sua utilização tem proporcionado o controle de plantas indesejáveis, quando outras opções mostraram-se inviáveis (SIMBERLOFF, 2013; GALINDO *et al.*, 2017). Há herbicidas aplicados ao solo, os quais são translocados das raízes para as folhas via xilema, e herbicidas aplicados às folhas, que podem ser de contato ou sistêmico (MARCHI *et al.*, 2008). No caso de herbicidas sistêmicos seletivos para o controle de gramíneas, as plantas sensíveis param de crescer logo após a aplicação e os primeiros sintomas são percebidos nas regiões meristemáticas, próximas aos entrenós. As folhas jovens morrem entre uma e três semanas, ficando cloróticas, e as folhas mais desenvolvidas podem adquirir coloração arroxeadada ou avermelhada (OLIVEIRA JÚNIOR, 2011).

A solarização do solo foi desenvolvida como método de desinfestação do solo para controle de fitopatógenos, plantas daninhas e pragas (KATAN, 1980). Esse método consiste na cobertura do solo com um filme plástico transparente durante o período do ano com maior radiação solar. Os filmes plásticos pretos são também recomendados para o controle de plantas indesejáveis e sua maior utilização ocorre em empreendimentos agrícolas (HOU *et al.*, 2010; VARNER; MCSORLEY, 2012). O filme transparente permite a passagem de grande quantidade de radiação ultra-violeta (220-380 nm), enquanto o preto intercepta totalmente essa radiação. A luz visível (380-760 nm), por outro lado, é totalmente absorvida pelo filme preto e em menor proporção pelo transparente. No campo, o filme transparente eleva a temperatura das camadas superficiais do solo e as sementes são mortas pelo calor; nos filmes pretos a luz visível é absorvida, impossibilitando as plantas de realizarem fotossíntese (SAMPAIO; ARAÚJO, 2001). Em programas de restauração ecológica, a redução de plantas inibidoras proporcionada pela solarização tem criado um ambiente favorável à regeneração por espécies nativas, sendo apontada como metodologia barata e não danosa ao meio ambiente (LAMBRECHT; D'AMORE, 2010; GROSE, 2012).

Em pastagens abandonadas, as práticas de nucleação promovem a entrada de propágulos de novas espécies no ambiente, que não prosperam devido às barreiras associadas à cama de sementes desfavorável (BROOKS *et al.*, 2009; SOARES, 2009;

BENTO *et al.*, 2013), constituída pela matriz de gramíneas inibidoras (CARPANEZZI, 2005; ZILLER *et al.*, 2010). No campo, a cama de sementes (*seedbed*) pode ser entendida como o microsítio onde a semente caiu, formado pelo substrato físico (solo mineral, liteira, pedra, troncos em decomposição, outros) e seu ambiente imediato (LEADEM *et al.*, 1997). Numa floresta, as camas de sementes constituem uma variedade de ambientes para germinação e desenvolvimento inicial, onde fatores como umidade, luminosidade, temperatura e disponibilidade de nutrientes variam muito no espaço e no tempo (VALKONEN; MAGUIRE, 2005). Por sua importância, certas características, como a cobertura densa por gramíneas, podem ser associadas ao conceito de cama de sementes, além do substrato físico propriamente dito (SCOWCROFT, 1992). Na silvicultura comercial baseada em regeneração natural ou semeadura direta no campo, é comum realizar-se ações, como abertura do dossel e escarificação do solo, para adequar a cama de sementes à germinação e ao desenvolvimento de espécies desejadas (SMITH, 1996). O acúmulo de resíduos na superfície do solo e a abundância de gramíneas são, comumente, apontados como prejudiciais à eficácia da cama de sementes para a regeneração de espécies arbóreas (SMITH, 1996; CROKER; BOYER, 1975; SCOWCROFT, 1992; FREHNER *et al.*, 2005; THÉRIAULT, 2011).

Como há muitas ações de restauração em pastagens abandonadas, faz-se notória a necessidade de estudos sobre o tema (BOCCHESE *et al.*, 2008; SPAROVEK *et al.*, 2011; ALMEIDA *et al.*, 2016). As ações de restauração ecológica devem levar em conta cada situação ambiental para determinar prescrições técnicas adequadas à realidade local, as quais devem ser suportadas por resultados de campo (DURIGAN *et al.*, 2010; HOLL *et al.*, 2016). Sem estas informações, não se pode presumir que todas as aplicações dos métodos de nucleação irão acelerar a recuperação florestal.

Nesta tese, formulou-se a hipótese de que a melhoria da cama de sementes resulta na redução da competição por gramíneas inibidoras e, em consequência, no estabelecimento da regeneração natural. Por meio de quatro experimentos em pastagens de *Urochloa*, avaliou-se a capacidade de regeneração natural de espécies nativas provenientes do banco de sementes e a efetividade das técnicas galharia,

solarização do solo e aplicação de herbicida, com e sem associação com poleiros artificiais, sobre o estabelecimento de plântulas.

No capítulo I (revisão de literatura) foram abordados os processos da regeneração natural em pastagens abandonadas e algumas metodologias em desenvolvimento no Brasil, embasadas no conceito de nucleação. No capítulo II (experimento 1) avaliou-se a composição e a densidade do banco de sementes de três áreas contíguas - pastagem abandonada há 10 anos, com solo alterado pela decapitação parcial do horizonte A havia dois anos; pastagem idêntica à anterior, com revolvimento recente da camada superficial do solo; área em estágio inicial de regeneração, sem mobilização do solo - a fim de verificar seu potencial para a restauração da floresta original. Nos capítulos III e IV (experimentos 2 e 3) foi verificada a eficiência de poleiro artificial, galharia, solarização do solo e herbicida, como métodos únicos e combinados, em área coberta por gramíneas inibidoras do gênero *Urochloa*, visando o estabelecimento da regeneração natural de espécies nativas. No capítulo V (experimento 4) avaliou-se o tamanho mínimo necessário da galharia para retardar a reinvasão de *Urochloa* e, conseqüentemente, garantir sua eficiência na indução da regeneração natural.

2. CAPÍTULO I: BARREIRAS À REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS

RESUMO

A pressão exercida sobre as florestas tropicais devido à fragmentação de paisagens naturais tem causado alterações no padrão de substituição das espécies presentes na comunidade vegetal. No caso de pastagens abandonadas, verifica-se expressiva vulnerabilidade do ambiente à colonização por gramíneas exóticas invasoras, as quais representam uma barreira ao estabelecimento de plantas nativas, desde a dispersão e germinação das sementes, até estádios mais avançados do seu desenvolvimento. Em vista disso, propôs-se discorrer sobre alguns dos processos da regeneração natural em áreas de pastagens, abordando aspectos que impedem o recrutamento de espécies lenhosas nativas e, nesse contexto, a exposição de algumas metodologias embasadas no conceito de nucleação que podem auxiliar nesse processo. Por meio da compreensão dos mecanismos envolvidos na manutenção das comunidades vegetais, verifica-se que a germinação de sementes e o recrutamento de plântulas são passos cruciais do processo de restabelecimento da vegetação. Como apenas uma estreita faixa de condições é adequada (*safe sites*) ao recrutamento, o sucesso da regeneração está relacionado à capacidade do ambiente em proporcionar um leito adequado para germinação de sementes (*seedbed*). A utilização de metodologias que visam favorecer a regeneração natural, para serem eficazes em áreas de pastagens, devem ser bem estabelecidas tecnicamente e adequadas à realidade local, pois embora apresentem resultados iniciais promissores, podem deixar de ser efetivas com o passar do tempo.

Palavras-chave: gramíneas inibidoras, nucleação, sítio seguro, cama de sementes.

BARRIERS TO NATURAL REGENERATION IN ABANDONED PASTURES

ABSTRACT

Pressures on rainforests due to fragmentation of natural landscapes have caused changes in the substitution patterns of the species present in the plant community. Abandoned pastures are especially vulnerable to the colonization of invasive exotic grasses, which causes a barrier to native plant establishment by affecting seed dispersion and germination, as well as later stages of development. We reviewed the processes of natural regeneration in pastures, addressing issues that hinder the recruitment of desirable woody species and, in this context, uncovering the developing nucleation restoration techniques aid this process. In understanding the mechanisms involved in the maintenance of plant communities, we observed that seed germination and seedling recruitment are crucial steps in the process of vegetation restoration. Due to a narrow range of conditions that are suitable (*safe sites*) for recruitment, successful regeneration depends on the environments ability to provide an appropriate bed for germination (*seedbed*). To be effective in pasture areas, methods that aim at favoring natural regeneration should be technically well established and adequate for the local reality, because although initial results may be promising, over time these methods may no longer be effective.

Keywords: inhibitory grasses, nucleation, safe sites, seedbed.

2.1. INTRODUÇÃO

A pressão exercida sobre as florestas brasileiras, sobretudo devido à constante ampliação das fronteiras agropecuárias e urbanas, tem causado modificações no padrão de substituição das espécies, levando a uma deriva florística/funcional (PÜTZ *et al.*, 2011; SANTO-SILVA *et al.*, 2013). A conversão dos ecossistemas florestais em pastagens tem sido destacada como um importante fator de degradação, impedindo a retomada da vegetação natural, com efeitos desde a germinação das sementes até estádios avançados do seu desenvolvimento (BOCCHESE *et al.*, 2008). Estudos sobre as alterações que ocorrem em pastagens apontam fatores como competição por recursos e espaço, ausência de fauna dispersora, predação, condições inadequadas de microclima e solo empobrecido, como as principais barreiras limitantes à dispersão e colonização de novas espécies (ZIMMERMAN *et al.*, 2000; CORDEIRO; HOWE, 2003; BENÍTEZ-MALVIDO; LEMUS ALBOR, 2005). Isso decorre do efeito inibidor que gramíneas de pastagens exercem sobre outras plantas, atuando como um tipo de filtro demográfico, no qual espécies menos tolerantes apresentam altas taxas de mortalidade (BOCCHESE *et al.*, 2008; COSTA *et al.*, 2013). O efeito de inibição é característico de plantas colonizadoras com alto poder de reprodução e dispersão, capazes de modificar o ambiente, contribuindo para o direcionamento da sucessão (CONNELL; SLATYER, 1977). Ademais, a capacidade de resiliência do ecossistema está diretamente relacionada à duração do período e à intensidade de uso da pastagem (COSTA *et al.*, 2013). Assim como a restauração por meio do plantio de mudas necessita de condições locais adequadas durante e após o plantio, a regeneração natural depende não apenas da disponibilidade de sementes, mas de condições ambientais favoráveis para produção, dispersão, germinação e estabelecimento das plântulas (LEADEM *et al.*, 1997). Poucas pesquisas tratam, contudo, da importância do preparo da chamada “cama de sementes” (*seedbed*).

Em vista disso, propôs-se discorrer sobre alguns dos processos da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. Como as circunstâncias que permitem determinadas espécies persistirem no ambiente são mais críticas durante seus estádios

iniciais de desenvolvimento (GRUBB, 1977), procurou-se abordar desde as barreiras que impedem a dispersão de sementes das espécies até o seu efetivo estabelecimento na comunidade. E, nesse contexto, discorreu-se sobre algumas metodologias - poleiro artificial, galharia e transposição do banco de sementes - em desenvolvimento no Brasil, embasadas no conceito de nucleação (REIS *et al.*, 2014).

2.2. REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGENS ABANDONADAS

De modo simplificado, a regeneração natural compreende o recrutamento de plântulas que ocorre durante a sucessão natural. Por meio desse processo, as espécies são sucessivamente substituídas por outras ao longo do tempo, até o restabelecimento de uma comunidade mais estável (PERRY, 1994; MARANGON *et al.*, 2008). Em condições ambientais favoráveis, a sucessão é desencadeada pela germinação de sementes dormentes no solo, por sementes recém-dispersas até o local e pela rebrota de tecidos vegetais como cepas e raízes gemíferas. A contribuição de cada um desses mecanismos é variável e influenciada pelo tipo de vegetação remanescente ou de fragmentos próximos, e pela natureza da perturbação (ARAUJO *et al.*, 2012).

Em áreas perturbadas nas quais ocorreu supressão apenas parcial da vegetação, e onde fontes de regeneração ainda são encontradas, a recuperação é mais facilitada do que em áreas degradadas, ou seja, áreas com baixo grau de resiliência e, portanto, mais dependente de ações de restauração humanas (SAMPAIO, 2006). Em paisagens em que o tipo de vegetação predominante caracteriza-se por extensas pastagens, a chuva de sementes contribui pouco para a sucessão florestal (MYERS; HARMS, 2009). Nessa condição, o banco de sementes do solo e a rebrota de cepas e raízes gemíferas passam a ser os principais mecanismos de regeneração (VIEIRA; PESSOA, 2001). Em pastagens, comumente, os mecanismos de regeneração do ecossistema original são muito prejudicados e a resiliência perdida (AIDE *et al.*, 1995).

As gramíneas de pastagens são apontadas como a principal vegetação inibidora da regeneração natural (BOCCHESE *et al.*, 2008; COSTA *et al.*, 2013). O conceito de

plantas inibidoras faz parte de um conjunto de mecanismos que atuam sobre as comunidades vegetais, contribuindo para o direcionamento da sucessão natural. Segundo o modelo sucessional de Connell e Slatyer (1977), existem três modelos principais de desenvolvimento sucessional: facilitação, inibição e tolerância, que descrevem o efeito de uma espécie na probabilidade de assentamento de outra, podendo esse efeito ser positivo, negativo ou neutro. A sucessão resultará, em parte, das mudanças no ambiente causadas pelos colonizadores dominantes das fases iniciais. A inibição pode ocorrer tanto pela competição efetiva pelos recursos disponíveis, como por interferência direta por meio de químicos nocivos, como a alelopatia (BARBOSA *et al.*, 2008). Tais características são compatíveis com as espécies do gênero *Urochloa*, largamente usadas em pastagens brasileiras (KARIA *et al.*, 2006), as quais são excelentes competidoras, com alto poder de resistência (SOUZA *et al.*, 2012).

2.3. BARREIRAS À REGENERAÇÃO NATURAL

2.3.1. Barreiras à dispersão de sementes

A dispersão de sementes refere-se ao transporte de diásporos vegetais para além da planta mãe, por meio de mecanismos da própria planta ou por agentes disseminadores externos. Pode variar de pequenas a grandes distâncias, dependendo da síndrome de dispersão associada, e representa a ligação da última fase reprodutiva da planta com a primeira fase no recrutamento da população (MARTINS, 2009). Tendo em vista que o recrutamento de plântulas é fortemente dependente da disponibilidade de sementes (HARMS *et al.*, 2000), a dispersão é um fator essencial para a colonização de habitats e manutenção da biodiversidade (LEVINE; MURRELL, 2003).

A limitação da chuva de sementes pode ocorrer, basicamente, devido à redução da densidade de matrizes, alterações sobre a sazonalidade de frutificação das espécies

e ausência de fauna dispersora (MURRAY, 1988; WILBY; SHACHAK, 2000). Em áreas abertas, como extensas pastagens, a menor disponibilidade de sementes é atribuída à baixa densidade de lenhosas, que poderiam atuar como poleiros naturais (REIS *et al.*, 2010).

Dentre os mecanismos de dispersão, plantas que apresentam elementos atrativos para animais frugívoros, como aves e mamíferos, correspondem a cerca de 90% das espécies lenhosas tropicais e subtropicais (CORDEIRO; HOWE, 2003). Entretanto, mesmo para pastagens próximas a remanescentes florestais, observa-se uma queda significativa do número de sementes dispersas por animais para distâncias a partir de 5-40 m da borda (ZIMMERMAN *et al.*, 2000; CUBIÑA; AIDE, 2001; HOOPER *et al.*, 2005; GÜNTER *et al.*, 2007). A limitação causada pela ausência de vegetação adequada para o deslocamento da fauna faz com que animais frugívoros apresentem o comportamento de evitar áreas de pastagens (WILLSON *et al.*, 1989). Além disso, a dispersão de plantas menos generalistas, em relação à associação com animais frugívoros, é comprometida devido à extinção seletiva de fauna dispersora que ocorre nos fragmentos florestais adjacentes às pastagens (COSSON *et al.*, 1999; GIMENES; ANJOS, 2003). Dentre as espécies vegetais mais afetadas estão aquelas com sementes maiores que 15 mm, embora plantas com sementes menores também sejam prejudicadas, com reduções na dispersão que podem chegar a 98% (PIZO, 1997; LOISELLE; BLAKE, 2002; HOLL *et al.*, 2016). Com isso, há um déficit elevado sobre a dispersão de espécies zoocóricas, alterando o padrão de dispersão das sementes, com consequências perceptíveis à demografia das plantas (MORAN *et al.*, 2009). Como resultado, há nesses locais o predomínio de espécies com dispersão abiótica em detrimento de espécies zoocóricas (TABARELLI *et al.*, 1999).

A dispersão pelo vento, embora menos afetada em pastagens que a dispersão por animais, também declina em relação à distância da borda de fragmentos florestais, podendo chegar à metade da quantidade de sementes dispersas no interior de um fragmento (HOLL, 1999; HOLL *et al.*, 2000). Ainda que algumas espécies consigam alcançar maiores distâncias, a dispersão tende a ser pouco efetiva em encontrar sítios adequados para a germinação das sementes, que rapidamente perdem sua viabilidade (HOLL, 1998). Além da quantidade de sementes, a diversidade de espécies dispersas

pelo vento é fortemente afetada, pois grande parte das sementes encontradas corresponde a plantas já presentes na pastagem (HOLL, 1999). Nessas áreas, o início da sucessão secundária é marcado pelo estabelecimento de espécies ruderais, como gramíneas de ampla ocorrência, remanescentes no banco de sementes, ou que apresentam acentuada propagação vegetativa e por isso são capazes de recobrir a área rapidamente quando a pressão do pastoreio é reduzida (VIEIRA; PESSOA, 2001).

Distúrbios sobre comunidades vegetais podem atuar tanto como filtros ecológicos de forma direta, como reguladores de comunidades, eliminando espécies menos resistentes, ou promovendo de forma indireta a intensificação de outros filtros ecológicos devido às alterações provocadas no ambiente (MYERS; HARMS, 2009). Ambientes perturbados constituem uma real limitação à dispersão de sementes e a chegada de propágulos alóctones é um dos principais fatores limitantes a recuperação florestal em pastagens abandonadas (HOLL, 1999).

2.3.2. Barreiras à chegada de sementes ao solo e à germinação do banco de sementes

O banco de sementes é definido como o estoque de sementes viáveis presentes no solo que se acumulam ao longo do tempo, por meio de um sistema dinâmico de entradas e saídas, que varia em função das espécies, caracterizando bancos transitórios e persistentes (THOMPSON; GRIME, 1979). As entradas nesse sistema são da chuva de sementes e mecanismos de revolvimento do solo, que trazem para as camadas superiores sementes dormentes; germinação, morte fisiológica e transferência para camadas profundas do solo são as principais vias de saída (MARTINS; ENGEL, 2007). Outras situações que podem levar à redução do banco de sementes incluem perda rápida da viabilidade, predação e patógenos, além das condições ambientais como topografia (ZIMMERMAN *et al.*, 2000).

Embora a composição do banco de sementes possa variar muito de um lugar para outro, há predomínio de espécies pioneiras, cujas sementes apresentam dormência, formando banco persistente (LEAL FILHO *et al.*, 2013). No bioma Mata

Atlântica, estas são representadas por espécies arbóreas, como *Cecropia* spp. e *Mimosa scabrella* Benth. (região Sul), e arbustivas e herbáceas como *Baccharis* spp. e *Sida* spp., as quais podem permanecer dormentes nos solos por anos até que se estabeleçam condições adequadas para sua germinação (NETO *et al.*, 2000; SOUZA *et al.*, 2006; BRAGA *et al.*, 2008; CALDATO *et al.* 2009). Sementes de plantas exóticas invasoras, como algumas espécies do gênero *Urochloa*, podem também permanecer dormentes e viáveis no solo por décadas, com taxa de germinação bastante irregular. Tal característica dificulta o seu controle químico pois, diferente de outras gramíneas, sua germinação ocorre durante muitos meses a cada ano, e até mesmo em profundidades consideráveis (MILES; VALLE, 1998).

As sementes que compõem o banco transitório, por outro lado, são aquelas cuja germinação ocorre no período de um ano ou menos após a dispersão, e são representadas por espécies tardias na sucessão (CARVALHO *et al.*, 2006). Essas espécies necessitam que a cama de sementes na qual se encontram apresentem, dentro desse período, condições favoráveis para sua germinação ou, de outro modo, não farão parte da comunidade que está se formando. Tal observação parte do princípio de que há na natureza um grande número de micro-habitats que proveem diferentes condições de superfície do solo, para a germinação de espécies com variadas exigências ambientais (HARPER *et al.*, 1965).

Em pastagens, contudo, vários fatores são limitantes à germinação de sementes. O sombreamento na superfície do solo, devido à densa biomassa de gramíneas em geral, é um fator importante que influencia a diversidade de plântulas encontrada na pastagem (FOSTER; GROSS, 1998). A redução da quantidade de luz incidente sobre o solo impede a ativação dos balanços hormonais responsáveis pela germinação em sementes fotoblásticas positivas, reduzindo significativamente a regeneração de plantas nativas (STANDISH; ROBERTSON, 2001; REINHART *et al.*, 2006).

Da mesma forma, em pastagens com maior tempo de uso, há um aumento da densidade do solo em decorrência da compactação causada por práticas de manejo inadequadas, tais como o uso intensivo de máquinas pesadas, superpastejo e aplicação sistemática de herbicidas, causando selamento e encrostamento (HOLL, 1999; LANZANOVA, 2007). Tais práticas, além de reduzirem a quantidade de sementes

viáveis no banco, promovem condições insustentáveis para a germinação, como esgotamento da fertilidade do solo (DIAS-FILHO, 2006). Mesmo ligeiros aumentos da densidade do solo podem afetar processos como desenvolvimento radicular, trocas gasosas, incorporação das sementes e até a germinação (SUN; DICKINSON, 1996). A densidade apresenta relação inversa com a porosidade: quanto maior a densidade do solo, menor a porosidade total. Com isso, aumenta a quantidade de microporos em detrimento da quantidade de macroporos, com redução da condutividade hidráulica, aeração e taxa de infiltração de água (REICHERT *et al.*, 2007). Uma menor aeração implica menor aporte de oxigênio disponível, o que em solos úmidos pode comprometer o suprimento necessário no processo de germinação, crescimento e desenvolvimento da plântula (LEADEM *et al.*, 1997).

O estresse hídrico também tem sido apontado como fator limitante ao recrutamento de plântulas em pastagens de algumas regiões (NEPSTAD *et al.*, 1996). Em locais com longos períodos de estiagem, verifica-se queda significativa dos teores de umidade do solo em pastagens, em comparação aos teores encontrados em florestas (HOLL, 1999). Nessas situações, à medida que o déficit hídrico avança, estimulado por ventos fortes que circulam em áreas abertas (GERHARDT, 1993), as camadas superiores do solo são as primeiras a secar, impedindo o processo de embebição das sementes e, por sua vez, a sequência de atividades metabólicas que resultariam na germinação (TAIZ; ZEIGER, 2009). Por outro lado, plantas de regiões com estação seca mais curta não chegam a experimentar períodos de estresse hídrico, devido à biomassa das gramíneas auxiliar na retenção de umidade do solo (HOLL, 1999). Entretanto, as temperaturas do solo em pastagens podem ser elevadas, independente do teor de umidade do solo (GERHARDT, 1993), e o embrião em crescimento ativo raramente sobrevive (NEPSTAD *et al.*, 1996; TAIZ; ZEIGER, 2009).

Independentemente do tipo de perturbação, pequenas modificações no ambiente podem desencadear uma série de eventos indiretos que amplificam os efeitos da perturbação inicial. Assim, alterações da paisagem, como no caso de invasão por espécies inibidoras, podem atuar sobre processos ecológicos importantes, regulados por populações microbianas, os quais incluem decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e características físico-químicas do solo (WARDLE *et al.*, 2004).

Os microrganismos são bastante sensíveis às mudanças do uso e manejo da área, e a quantidade e qualidade da matéria orgânica em decomposição irão refletir diretamente sobre a disponibilidade de nutrientes para as plantas e diversidade microbiana do ambiente (ZILLI *et al.*, 2003). Da mesma forma, o aumento de populações de patógenos pode ocorrer em função do acúmulo de biomassa sobre o solo, tornando o ambiente favorável à proliferação de microrganismos infecciosos. Este efeito, por sua vez, está provavelmente mais relacionado às mudanças ambientais promovidas pela pastagem do que ao aumento da disponibilidade de alimentos (FACELLI; PICKETT, 1991; FOSTER; GROSS, 1998). Assim, conforme a comunidade vegetal sofre mudanças advindas de distúrbios ambientais, o mesmo ocorre com muitas interações ecológicas acima e abaixo da superfície do solo.

2.3.3. Barreiras ao estabelecimento das espécies

O estabelecimento de plantas nativas em pastagens abandonadas é limitado em todas as fases do início da sucessão. Mesmo após a dispersão de uma determinada espécie ter ocorrido, seguida de sua germinação, um grande número de fatores inter-relacionados podem, ainda, limitar seu crescimento e sobrevivência. O estabelecimento de uma planta na comunidade corresponde ao momento a partir do qual esta adquire maior potencial ou habilidade para resistir às condições ambientais desfavoráveis ao seu desenvolvimento. O momento do estabelecimento varia não apenas com a natureza da perturbação, mas também em função de outros fatores como clima, tipo de solo e vegetação existente (HOLL, 1999). A fase de estabelecimento constitui o ponto frágil de plantios de restauração florestal em pastagens, pois a presença de gramíneas prejudica o desenvolvimento das mudas plantadas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Plântulas que romperam barreiras à dispersão e germinação podem não resistir a períodos prolongados de estiagem ou a temperaturas elevadas (ZIMMERMAN *et al.*, 2000; LARCHER, 2006). O estresse hídrico pode levar à redução da expansão foliar e limitar a fotossíntese (ARAÚJO; DEMINICIS, 2009). Ademais, o sistema radicular ainda

pouco desenvolvido não é capaz de buscar água em camadas mais profundas do solo, e o estresse hídrico por período prolongado, associado a temperaturas elevadas, podem promover a desidratação rápida das plântulas (GERHARDT, 1993). Da mesma forma, se as condições ambientais reduzirem a evapotranspiração nas folhas, devido à baixa disponibilidade de água (LAWLOR, 2002; SILVA *et al.*, 2006) ou à alta umidade relativa do ar, as temperaturas nos tecidos podem elevar-se a níveis letais para a planta (ARAÚJO; DEMINICIS, 2009; TAIZ; ZEIGER, 2009).

A luz, outrora necessária à germinação de sementes fotoblásticas positivas, é da mesma forma importante para o crescimento. Sementes grandes geralmente possuem reservas suficientes que sustentam períodos prolongados de crescimento na ausência de luz; por outro lado, sementes pequenas necessitam de luminosidade para que as plântulas se tornem fotossinteticamente autossuficientes antes da exaustão das reservas (TAIZ; ZEIGER, 2009; RICKLEFS, 2009).

Níveis baixos de nutrientes e aspectos físicos do solo, como compactação, erosão e pouca matéria orgânica, também podem limitar o estabelecimento de espécies arbóreas. A perda de nutrientes do solo devido à exploração sem reposição adequada, como frequentemente ocorre em pastagens degradadas, leva a uma redução dos níveis de cátions em comparação a florestas primárias e secundárias (AIDE; CAVELIER, 1994; ARAUJO *et al.*, 2012).

Apesar de os fatores descritos anteriormente limitarem o recrutamento de plântulas, a competição por recursos com gramíneas de pastagens ocupa uma posição central na retomada da regeneração natural (HOLL *et al.*, 2000). Plantas inibidoras, como muitas espécies exóticas, possuem atributos que as tornam bem sucedidas no seu crescimento, reprodução, dispersão e adaptação, permitindo que colonizem determinados ambientes em detrimento das espécies nativas (GRANT; PASCHKE, 2012). Dentre as gramíneas de pastagens brasileiras reconhecidamente inibidoras da regeneração florestal estão espécies do gênero *Urochloa* (CHEUNG *et al.*, 2009; POZZOBON *et al.*, 2010; SOUZA *et al.*, 2012) e outras como *Melinis minutiflora* P.Beauv. (MARTINS *et al.*, 2004), *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B. K. Simon & S. W. L. Jacobs (FRAGOSO *et al.*, 2014) e *Cenchrus purpureus* (Schumach.) Morrone (TOMAZI *et al.*, 2010). Os efeitos de *Urochloa* decorrem de características como elevada

eficiência fotossintética devido ao metabolismo C₄, alto vigor competitivo, adaptando-se bem às mais variadas condições de solo e, em algumas espécies, atividade alelopática, inibidora da germinação de sementes e desenvolvimento de plantas (BARBOSA *et al.*, 2008). As gramíneas do gênero *Urochloa* possuem elevada produção e dispersão de sementes com alto índice de germinação e elevada propagação vegetativa, que lhes permite o rápido recobrimento da superfície do solo (MILES; VALLE, 1998; SEIFFERT, 1984; SOUZA FILHO *et al.*, 2005).

Possivelmente o principal efeito inibidor de *Urochloa* ocorra em função de sua grande produção de biomassa, que atua tanto como barreira física ao crescimento de outras espécies, como fisiológica por impedir a chegada de luz ao solo (FOSTER; GROSS, 1998; HOLL *et al.*, 2000). A biomassa das gramíneas eleva-se com o abandono da pastagem, podendo chegar a alturas de 1,5 m ou mais (CHEUNG *et al.*, 2009; WEIDLICH, 2011). Pastagens abandonadas há mais tempo podem exibir perfis de biomassa morta bastante elevados em altura, gerando níveis de sombreamento de até 99% sobre a superfície do solo (HUGHES; VITOUSEK, 1993). A relação entre a biomassa de gramíneas e a riqueza e densidade de espécies lenhosas tem se mostrado negativa em muitos estudos, podendo essa relação manter-se por muitos anos após o abandono da pastagem (AIDE *et al.*, 1995; CHEUNG *et al.*, 2009).

Esse conjunto de atributos, também chamado de capacidade competitiva, intrínsecos às espécies inibidoras, tem sido apontado como a principal razão de alguns organismos ou populações serem capazes de deslocar outras no ambiente, garantindo maior captação dos recursos disponíveis (CABIN *et al.*, 2002). Da mesma forma, há muito a presença dessas gramíneas em plantios comerciais de *Eucalyptus* e *Pinus* causa problemas devido à sua elevada agressividade e difícil controle, implicando em custos econômicos vultosos (TOLEDO *et al.*, 1996; TOLEDO, 2002). A situação é agravada nas plantações para restauração, nas quais os tratos culturais são rudimentares ou inexistentes (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2003; 2006) e nas pastagens apenas protegidas, onde resulta que a regeneração natural não consegue instalar-se (ZILLER; CARPANEZZI, 2010).

Em revisão dos processos pelos quais plantas exóticas são capazes de modificar algumas condições ambientais, a ideia de que um organismo pode se sobressair aos

demais não deve ser vista, contudo, como um atributo apenas da espécie, mas sim como resultado da sua interação com as condições ambientais. Assim, a recuperação desses ecossistemas deve ser baseada nos sistemas de interações e impactos, visando à construção dos cenários competitivos como um todo (GRANT; PASCHKE, 2012).

2.4. ASPECTOS DE PESQUISAS APLICADAS NA ÁREA DE NUCLEAÇÃO

A restauração de ecossistemas florestais deve culminar com o estabelecimento de espécies lenhosas nativas. Para tanto, há a necessidade de se estabelecer no ambiente condições adequadas (*safe sites*) para que a germinação e o desenvolvimento das plantas ocorram (HARPER, 1965). No âmbito florestal, somente uma estreita faixa de condições é adequada para o recrutamento de plântulas (LEADEM *et al.*, 1997). Na restauração florestal em pastagens abandonadas, o *seedbed* desfavorável criado pela presença de gramíneas influencia negativamente as mudas plantadas ou a regeneração natural (CARPANEZZI, 2005) de modo a caracterizar as gramíneas como uma vegetação inibidora da sucessão (*sensu* CONNEL; SLATYER, 1977). A cama de sementes (*seedbed*) refere-se ao conjunto de características encontradas na superfície do solo, formada pelo substrato físico (solo mineral, liteira, pedra, troncos em decomposição, outros) e seu ambiente imediato (LEADEM *et al.*, 1997). A cama de sementes constitui o ambiente para a germinação e o desenvolvimento inicial das plântulas, variável em função de fatores como umidade, temperatura e disponibilidade de nutrientes (VALKONEN; MAGUIRE, 2005).

A agricultura tradicionalmente empenha-se por leito de sementes favorável, usando práticas consagradas como preparo do solo e controle de plantas competidoras. No Brasil, isso é também observado na silvicultura comercial, onde a presença de gramíneas é reconhecida como, talvez, o principal entrave ao cultivo (TOLEDO *et al.*, 2000; TAROUCO *et al.*, 2009). A silvicultura temperada clássica sempre reconheceu a

importância de preparar a cama de sementes para conseguir o estabelecimento da regeneração natural (HUCHON, 1956).

Na silvicultura de restauração brasileira, os esforços geralmente são executados por meio do plantio de talhões mistos de espécies arbóreas e proteção física da área, sem trabalhos adicionais (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; BECHARA *et al.*, 2016). Em muitos plantios, o preparo de solo é rudimentar e a manutenção das mudas é inadequada (BAGGIO *et al.*, 2013); Entretanto, a recuperação efetiva em pastagens exige medidas adicionais de controle das gramíneas agressivas. Visando contornar os custos e a complexidade operacional envolvida nesses sistemas, métodos embasados em princípios da nucleação (YARRANTON; MORRISON, 1974) têm sido considerados uma alternativa de restauração, despertando interesse crescente (BECHARA *et al.*, 2016). Alguns deles são examinados a seguir, particularmente quanto à sua eficácia em condições reais: poleiros, galharia e transposição de solo.

Os poleiros artificiais têm sido utilizados como forma de propiciar a chegada de propágulos em ambientes perturbados. Os poleiros funcionam como pontos de pouso para aves, que ao pousarem, no caso de espécies frufívoras, depositam propágulos vegetais, contribuindo para a dispersão de sementes (REIS *et al.*, 2010). De modo geral, poleiros mais altos com 10-12 m de altura, contendo hastes perpendiculares em diferentes alturas, atraem mais espécies de aves que poleiros menores de 2-3 m (BECHARA, 2006). Da mesma forma, poleiros de maior complexidade de área de pouso, como árvores secas, torres de cipós ou poleiros de cabo aéreo, proporcionam aumento na chuva de sementes quando comparados com poleiros mais simples, contendo apenas uma ou duas hastes cruzadas (HOLL, 1998; REIS *et al.*, 2003; MIKICH; POSSETTE, 2007). A opção por um modelo de poleiro, contudo, deve levar em conta a disponibilidade de materiais e recursos financeiros, além da durabilidade dos poleiros resultantes, visando um efeito prolongado no campo.

Em muitas pesquisas sobre poleiros artificiais em pastagens abandonadas, apesar de haver incremento da dispersão de sementes, verifica-se que apenas essa medida não é suficiente para incrementar o recrutamento de plântulas (HOLL *et al.*, 1998; SHIELS; WALKER, 2003; TOMAZI *et al.*, 2010; REID; HOLL, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2016). Tais resultados são apontados pelos autores como consequência das

condições microclimáticas estressantes, limitações de nutrientes e/ou espaço e efeitos alelopáticos encontrados na base dos poleiros. Desse modo, tem sido sugerido que práticas de melhoria da cama de sementes sejam associadas à instalação de poleiros em pastagens, a fim de garantir sua eficiência. Tais práticas incluem: roçada e capina de gramíneas agressivas, deixando-se a cobertura morta sobre o solo; roçada e cobertura do solo com resíduos lenhosos, como troncos e galhos, ou material vegetal inerte, como palhas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; DA SILVA, 2011); aplicação de herbicida seletivo para o controle de gramíneas na base do poleiro (ELGAR *et al.*, 2014); e solarização do solo com lona plástica e aditivo anti-UV (LAMBRECHT; D'AMORE, 2010).

Alguns trabalhos evidenciam a importância da junção de técnicas para superar simultaneamente várias barreiras ecológicas. No leste da Austrália, em uma pastagem, respostas superiores foram encontradas para o recrutamento de plântulas quando a base dos poleiros recebeu aplicação regular de herbicida para controle do pasto (ELGAR *et al.*, 2014). Os autores destacaram que esses resultados ocorreram devido às ações combinadas sobre as barreiras dispersivas (uso de poleiros) e competitivas (controle do pasto), que restringiam tanto a chegada das sementes como a germinação e o crescimento das plântulas. Em campos não nativos do Havaí, a semeadura de sementes, em conjunto com a remoção das gramíneas inibidoras, era muito mais eficaz sobre o recrutamento de plântulas lenhosas, do que quando tais métodos eram aplicados separadamente (BROOKS *et al.*, 2009).

A combinação de poleiros artificiais e técnicas de melhoria da cama de sementes pode ser vista como uma analogia às árvores isoladas deixadas em campos abertos, as quais atuam como “núcleos de regeneração” (MANNING *et al.*, 2006). Estas, por promoverem sombreamento abaixo da copa, enfraquecem a pastagem, com formação de um microclima ameno, proporcionando condições favoráveis para o estabelecimento de outras espécies (TIESSEN *et al.*, 2003; WILSON, 2002). Além de pastagens, outras situações em restauração, como áreas de solo degradado, são beneficiadas pela melhoria da cama de sementes, como demonstra o maior recrutamento de plântulas na base de poleiros que receberam cobertura do solo (MARCUIZZO *et al.*, 2013; RONCHI; IZA, 2013).

Poucas pesquisas tratam da importância do preparo do leito de sementes sob poleiros. A maioria delas tem voltado sua atenção para o processo de atração dos dispersores, limitando-se a avaliações sobre a chuva de sementes. Faltam estudos sobre a qualidade de coberturas de solo como cama de sementes, intervindo no recrutamento de plântulas sob poleiros.

Uma medida de complexação ambiental, com vistas a melhorar a qualidade da cama de sementes, consiste em aproveitar materiais provenientes de resíduos vegetais, como material de poda das árvores, troncos, bambus e folhas de palmeiras senescentes. Essa prática, chamada de galharia, quando bem estabelecida tecnicamente, pode promover alterações no ambiente como maior retenção de umidade nas camadas superficiais do solo com redução da temperatura, enfraquecimento de gramíneas inibidoras pelo sombreamento e formação de abrigos para fauna, como pequenos roedores, cobras, lagartos e aves, que podem trazer consigo sementes (REIS *et al.*, 2003; CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; VERGÍLIO *et al.*, 2013). Para ser eficaz, a galharia deve ter composição e dimensões mínimas apropriadas, sem o que ela será reinvadida pelas gramíneas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Outra metodologia embasada no conceito de nucleação, a transposição de solo e serapilheira (REIS *et al.*, 2003), busca elevar o número de sementes na área a recuperar. Esse método consiste, como o nome sugere, na transposição de pequenas porções de camadas superficiais de solo não degradado, contendo estoque de sementes viáveis e populações da micro, meso e macro fauna do solo. Comumente as amostras de solo (núcleos) são colocadas em uma “clareira”, isto é, uma área preparada, na qual a vegetação foi suprimida.

A transposição de solo tem sido destacada em muitas pesquisas como eficiente na formação de polos de regeneração acentuada, o que ocorre devido à movimentação do banco de sementes e sua exposição à luz (MIRANDA NETO *et al.*, 2010; SCHORN *et al.*, 2010; MARCUZZO *et al.*, 2013). Com isso há a introdução de espécies colonizadoras, como arbustos pioneiros e ervas espontâneas, os quais permitem o rápido recobrimento do núcleo, podendo desempenhar o papel de plantas facilitadoras ao estabelecimento das espécies subsequentes (RICKLEFS, 2009).

O uso do banco de sementes de florestas preservadas tem por base diversos estudos realizados em florestas brasileiras e outros países tropicais, os quais apontam elevados valores de densidade e riqueza de espécies, evidenciando seu potencial na restauração de ecossistemas degradados (COSTA; ARAÚJO, 2003; MARTINS; ENGEL, 2007; CALDATO *et al.*, 2009). Em alguns casos, o solo para a transposição é obtido em áreas cujo licenciamento ambiental - para atividades de mineração, represamento de cursos d'água e outros - permita que a vegetação seja suprimida (MARTINS, 2007). Em outros, a coleta ocorre em ambientes conservados, recomendando-se a retirada de pequenas porções de 1 m² de modo esparsos, a fim de não causar injúria significativa à área fonte de sementes (BECHARA, 2006).

Apesar de haver consenso sobre o potencial do banco de sementes na restauração florestal, percebem-se alguns entraves em sua aplicação. A maioria dos trabalhos hoje recomendam núcleos de 1 m², muito vulneráveis à reinvasão pela vegetação da matriz. Os curtos períodos de avaliação, em torno de um a dois anos (BECHARA, 2006; TRES *et al.*, 2007; ALVES; PINHEIRO, 2013), podem não refletir os resultados em longo prazo, principalmente quando se trata de áreas com grande incidência de gramíneas agressivas. Há a necessidade de intervenções constantes para alcançar bons resultados, algumas eventuais, como a irrigação dos “núcleos” na estação seca (MIRANDA NETO *et al.*, 2010), e outras obrigatórias, como o controle da competição (BENTO *et al.*, 2013). Alguns projetos (VOGEL *et al.*, 2015) têm trabalhado com a transposição do banco e chuva de sementes para bandejas em viveiro (com irrigação) para posterior plantio em núcleos nas pastagens, de forma que, como recomendado por Reis *et al.* (2010), ultrapasse barreiras à germinação das sementes. Permanecem, entretanto, barreiras ao seu efetivo estabelecimento no ambiente. Em pastagens com parcelas de 1 m² de transposição do banco, apesar do incremento inicial de novas espécies, foi verificada invasão acentuada de gramíneas, exigindo o controle constante do seu entorno. Os núcleos de transposição, nesses casos, não apresentaram efeito satisfatório na introdução de espécies capazes de competir com as gramíneas dominantes e as áreas abertas, assim que foram deixadas sem manutenção, por serem pequenas e distribuídas no meio da pastagem, foram rapidamente invadidas (SOARES, 2009; SOARES, 2012).

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A restauração florestal por meio da regeneração natural depende de condições favoráveis (*safe sites*) ao seu estabelecimento na cama de sementes (*seedbed*). Dessa forma, a persistência de distúrbios locais, como gramíneas fortemente inibidoras, atua como barreira ao estabelecimento de espécies nativas, por resultar em ambientes inóspitos. Os entraves ao recrutamento de plântulas em pastagens são observados ao longo de todos os processos que ocorrem desde a dispersão das sementes até o estabelecimento das plantas.

A utilização de metodologias envolvidas na transposição de barreiras à regeneração natural, para serem eficazes em áreas de pastagens, precisam promover a eliminação local de gramíneas inibidoras, pois embora apresentem resultados iniciais promissores, podem deixar de ser efetivas com o passar do tempo. Uma vez que são conhecidos os mecanismos limitantes ao efetivo estabelecimento das plantas nativas, é possível fazer uso desse conjunto de informações para manipular processos naturais em benefício de propósitos aplicados.

REFERÊNCIAS

AIDE, T. M.; CAVELIER, J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, v. 2, n. 4, p. 219-229, 1994.

AIDE, T. M. et al. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 77, p. 77-85, 1995.

ALMEIDA, A. et al. Limited effectiveness of artificial bird perches for the establishment of seedlings and the restoration of Brazil's Atlantic Forest. **Journal for Nature Conservation**, v. 34, p. 24-32, 2016.

ALVES, M. V. P.; PINHEIRO, L. B. A. Restauração de Unidade demonstrativa com o uso de técnicas nucleadoras em Mata Atlântica Estacional Semidecidual. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 2, p. 210-217, 2013.

ARAUJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. 322 p.

ARAÚJO, S. A. C.; DEMINICIS, B. B. Fotoinibição da fotossíntese. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 4, 2009.

BAGGIO, A. J. et al. **Recuperação e proteção de nascentes em propriedades rurais de Machadinho, RS**. Brasília: Embrapa, 2013. 26 p.

BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 625-631, 2008.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 248 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2006.

BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 9-11, 2007.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; LEMUS-ALBOR, A. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 301-313, 2005.

BENTO, R. A. et al. Activity based costing of the nucleation techniques implemented in forest clearings due to oil exploration in the Central Amazon. **BASE - Revista de Administração e Contabilidade da Unisinos**, v. 10, n. 2, p. 117-129, 2013.

BOCCHESE, R. A. et al. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 3, p. 207-213, 2008.

BRAGA, A. J. T. et al. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1089-1098, 2008.

BROOKS, S.; CORDELL, S.; PERRY, L. Broadcast seeding as a potential tool to reestablish native species in degraded dry forest ecosystems in Hawaii. **Ecological Restoration**, v. 27, n. 3, p. 300-305, 2009.

CABIN, R. J. et al. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. **Biological Conservation**, v. 104, n. 2, p. 181-190, 2002.

CALDATO, S. L. et al. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, v. 6, n. 1, p. 27-38, 2009.

CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27-45.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Reabilitação ambiental de ecossistemas florestais: uma introdução**. Colombo: Embrapa Florestas. Documentos, 2003. p. 1-7.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná, em solos não degradados**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 52 p.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 35 p.

CARVALHO, L. R.; SILVA, E. A. A.; DAVIDE, A. C. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 28, n. 2, p. 15-25, 2006.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, p. 14052-14056, 2003.

COSSON, J-F.; PONS, J-M.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 4, p. 515-534, 1999.

COSTA, J. R.; MITJA, D.; LEAL FILHO, N. Bancos de sementes do solo em pastagens na Amazônia Central. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 74, p. 115-125, 2013.

COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 2, p. 259-264, 2003.

CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001.

DA SILVA, J. C. B. **Restauração ecológica com uso de poleiros artificiais em área dominada por braquiária (*Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga).** 2011. 27 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2011.

DIAS-FILHO, M. B. **Competição e sucessão vegetal em pastagens.** Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 38 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos 240).

ELGAR, A. T. et al. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, 2014.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1, p. 1-32, 1991.

FOSTER, B. L.; GROSS, K. L. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. **Ecology**, v. 79, n. 8, p. 2593-2602, 1998.

FRAGOSO, R. O. et al. Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas em uma área reflorestada do corredor de biodiversidade Santa Maria-PR. **Revista Árvore**, v. 38, n. 6, p. 1003-1013, 2014.

GERHARDT, K. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. **Journal of vegetation science**, v. 4, n. 1, p. 95-102, 1993.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum**, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GRANT, T. A.; PASCHKE, M. W. Department of Forest, Rangeland. Invasive plant impacts on soil properties, nutrient cycling, and microbial communities. In: MONACO, T. A.; SHELEY, R. L. **Invasive plant ecology and management: linking processes to practice**. London: British Library, 2012. 216 p.

GRUBB, P. J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, v. 52, p. 107-145. 1977.

GÜNTHER, S. et al. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, v. 126, n. 1, p. 67-75, 2007.

HARMS, K. E. et al. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. **Nature**, v. 404, p. 493-795, 2000.

HARPER, J. L.; WILLIAMS, J. T.; SAGAR, G. R. The behaviour of seeds in soil: I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. **Journal of Ecology**, v. 53, n. 2, p. 273-286, 1965.

HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, 2016.

HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 6, p. 1165–1174, 2005.

HUCHON, H. **Connaissance de la forêt**. Paris: La Maison Rustique, 1956. 162 p.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barrier of shrub establishment following fire in seasonal submontane zone of Hawaii. **Oecologia**, v. 93, n. 4, p. 557-563. 1993.

LAMBRECHT, S. C.; D'AMORE, A. Solarization for non-native plant control in cool, coastal California. **Ecological Restoration**, v. 28, n. 4, p. 424-426, 2010.

LANZANOVA, M. E. et al. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1131-1140, 2007.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2006. 531 p.

LAWLOR, D. W. Limitation to photosynthesis in water-stressed leaves: stomata vs. metabolism and the role of ATP. **Annals of botany**, v. 89, n. 7, p. 871-885, 2002.

LEADEM, C. L. et al. **Field studies of seed biology**. British Columbia: Crown Publications, 1997. 196 p.

LEAL FILHO, N.; SENA, J. S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 305-314, 2013.

LEVINE, J. M.; MURRELL, D. J. The community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, 549-574. 2003.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a tropical wet forest. In: LEVEY, D. et al. (Eds.). **Frugivory and seed dispersal: Perspectives of biodiversity and conservation**. Cambridge: CAB International Press, 2002. p. 397-405.

MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures-implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 132, n. 3, p. 311-321, 2006.

MARANGON, L. C. et al. Regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 32, n. 1, p. 183-191, 2008.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 39-48, 2013.

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 3, p. 165-174, 2007.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 28, n. 5, p. 739-747, 2004.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. 2. ed. Viçosa: CPT, 2007. 320 p.

MARTINS, S. V. **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2009. 261 p.

MIKICH, S. B.; POSSETTE, R. F. S. Análise quantitativa da chuva de sementes sob poleiros naturais e artificiais em Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 55, p. 103-105, 2007.

MILES, J. W.; VALLE, C. B. **Brachiaria: biología, agronomía y mejoramiento**. Cali: CIAT, 1998. 312 p.

MIRANDA NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1035-1043. 2010.

MORAN, C.; CATTERALL, C. P.; KANOWSKI, J. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented rainforest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 3, p. 541-552, 2009.

MURRAY, K. G. Avian seed dispersal of three neotropical gap-dependent plants. **Ecological Monographs**, v. 58, n. 4, p. 271-298. 1988.

MYERS, J. A.; HARMS, K. E. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 12, n. 11, p. 1250-1260, 2009.

NEPSTAD, D. C. et al. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, v. 76, n. 1, p. 25-39, 1996.

NETO, M. R. N. et al. Estrutura e composição florística da comunidade arbustivo-arbórea de uma clareira de origem antrópica, em uma Floresta Estacional Semidecídua Motana, Lavras-MG, Brasil. **Cerne**, v. 6, n. 2, p. 79-94, 2000.

PERRY, D. A. **Forest Ecosystems**. London: John Hopkins Univ. Press Ltd., 1994. 768 p.

PIZO, M. A. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, p. 559-578, 1997.

POZZOBON, M. et al. Restauração de planícies do rio Itajaí-Açu, SC: sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas por tipo de solo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 171-189, 2010.

PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic Forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, 2011.

REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival \neq Survival. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 2, p. 153-155, 2013.

REINHART, K. O. et al. Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success. **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, p. 1821-1831, 2006.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509-518, 2014.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Tópicos em Ciências do Solo**, v. 5, p. 49-134, 2007.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2009, 503 p.

RONCHI, D. L.; IZA, O. B. Indução da regeneração natural de uma área degradada através de técnicas nucleadoras. **Revista Científica FAEMA**, v. 4, n. 1, p. 1-17, 2013.

SAMPAIO, A. B. **Restauração de Florestas Estacionais Deciduais de terrenos planos no norte do Vão do Rio Paranã - GO**. 2006. 119 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília. Brasília, 2006.

SANTO-SILVA, E. E. et al. The nature of seedling assemblages in a fragmented tropical landscape: implications for forest regeneration. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 386-394, 2013.

SCHORN, L. A. et al. Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliottii*. **Floresta**, v. 40, n. 2, 2010.

SEIFFERT, N. F. **Gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria***. Campo Grande: EMBRAPA-CNPGC, 1984. 74 p.

SHIELS, A. B.; WALKER, L. R. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 4, p. 457 - 465, 2003.

SILVA, C. E. M. et al. Eficiência no uso dos nutrientes por espécies pioneiras crescidas em pastagens degradadas na Amazônia central. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 4, p. 503-512, 2006.

SOARES, D. Z. **Técnicas de restauração ambiental aplicadas em área antropizada de cerrado na região do Triângulo Mineiro, MG**. 141 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2012.

SOARES, S. M. P. **Banco de sementes, chuva de sementes e o uso de técnicas de nucleação na restauração ecológica de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora* P. BEAUV.** 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, 2009.

SOUZA FILHO, A. P. S.; PEREIRA, A. A. G.; BAYMA, J. C. Aleloquímico produzido pela gramínea forrageira *Brachiaria humidicola*. **Planta Daninha**, v. 23, n.1, p. 25-32, 2005.

SOUZA, L. M. et al. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **Cerne**, v. 18, n. 4, p. 565-576, 2012.

SOUZA, P. A et al. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, v. 12, n. 1, p. 56-67, 2006.

STANDISH, R. J.; ROBERTSON, A. W.; WILLIAMS, A. The impact of an invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 6, p. 1253-1263, 2001.

SUN, D.; DICKINSON, G. R. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. **Biotropica**, v. 28, p. 272-276, 1996.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2, p. 119-127, 1999.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 848 p.

TAROUCO, C. P. et al. Períodos de interferência de plantas daninhas na fase inicial de crescimento do eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 9, p. 1131-1137, 2009.

THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, v. 67, n. 3, p. 893-921, 1979.

TIESSEN, H. et al. Organic matter transformations and soil fertility in a treed pasture in semiarid NE Brazil. **Plant and Soil**, v. 252, n. 2, p. 195-205. 2003.

TOLEDO, R. et al. Efeito de períodos de controle de plantas daninhas sobre o desenvolvimento inicial de plantas de eucalipto. **Planta Daninha**, v. 18, n. 3, p. 395-404, 2000.

TOLEDO, R. E. B. et al. Comparação dos custos de quatro métodos de manejo de *Brachiaria decumbens* Stapf em área de implantação de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Revista Árvore**, v. 20, n. 3, p. 319-330, 1996.

TOLEDO, R. E. B. **Faixas e períodos de controle de plantas daninhas e seus reflexos no crescimento do Eucalipto**. 130 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2002.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Revista Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 125-135, 2010.

TRES, D. R. et al. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S1, p. 312-314, 2007.

VERGÍLIO, P. C. B. et al. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1158-1163, 2013.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia**, v. 52, n. 80, p. 17-30, 2001.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912-939, 2015.

WARDLE, D. A. et al. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1629-1633, 2004.

WEIDLICH, E. W. A. **Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas e competição com *Brachiaria humidicola* em área de restauração de floresta fluvial**. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

WILBY, A.; SHACHAK, M. Harvester ant response to spatial and temporal heterogeneity in seed availability: pattern in the process of granivory. **Oecologia**, v. 125, n. 4, p. 495-503. 2000.

WILLSON, M. F.; IRVINE, A. K.; WALSH, N. G. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. **Biotropica**, v. 21, p. 133-147, 1989.

WILSON, B. Influence of scattered paddock trees on surface soil properties: a study of the Northern Tablelands of NSW. **Ecological Management & Restoration**, v. 3, n. 3, p. 211-219, 2002.

ZILLER, S.; CARPANEZZI, O. T. B.; CARPANEZZI, A. A. **Guia técnico para recuperação ambiental de áreas protegidas na região noroeste do Estado do Paraná**. Curitiba: DIBAP, 2010. 56 p.

ZILLI, J. E. et al. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 20, n. 3, p. 391-411, 2003.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.

3. CAPÍTULO II: BANCO DE SEMENTES DE PASTAGENS ABANDONADAS NA REGIÃO LITORÂNEA DO PARANÁ

RESUMO

A conversão dos ecossistemas florestais em pastagens é um importante fator de degradação que impede a retomada da vegetação nativa. Conhecimentos sobre o banco de sementes do solo podem auxiliar na compreensão da regeneração natural após perturbações. Dessa forma, objetivou-se avaliar o banco de sementes de três áreas contíguas, com presença de gramíneas inibidoras - pastagem abandonada há 10 anos, com solo alterado pela decapitação parcial do horizonte A havia dois anos (área I); pastagem idêntica à anterior, com revolvimento recente da camada superficial do solo (área II); área em estágio inicial de regeneração, sem mobilização do solo (área III) - a fim de verificar seu potencial para a restauração da floresta original. O estudo ocorreu em Morretes-PR, na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Em novembro/2013 foram coletadas, em dez pontos por área, amostras do banco de sementes, em três profundidades. Ao todo foram obtidas 85 espécies no banco de sementes. A forma de vida predominante foi de plantas herbáceas (98%), sendo a família Cyperaceae a mais abundante. A área II apresentou a maior densidade de indivíduos m^{-2} com 33.440 sementes, seguida da área I com 30.748 sementes m^{-2} e da área III com 11.266 sementes m^{-2} . A vegetação das pastagens adjacentes parece exercer forte influência sobre o banco de sementes da área III, com elevada similaridade florística. A reduzida densidade de plantas lenhosas, mesmo com a existência de fragmentos florestais próximos, indica que não apenas a quantidade de sementes é afetada pelas gramíneas inibidoras, mas também a diversidade de espécies, que fica restrita às plantas já presentes na pastagem.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Densa, gramíneas inibidoras, *Urochloa*.

SEED BANK OF ABANDONED PASTURES IN THE COASTAL REGION OF PARANÁ

ABSTRACT

Conversion of forest ecosystems to pasture is an important factor of degradation that prevents the resumption of native vegetation. Knowledge of the soil seed bank can provide an understanding about natural regeneration after disturbances. Based on this, the objective of this study was to evaluate the seed bank of three contiguous áreas - pasture abandoned for 10 years, with soil amended by partial beheading for two years at horizon A (area I); pasture identical to the previous, with recent disturbances to the topsoil (area II); area in the early stages of regeneration (area III) - in order to verify their potential for restoration of the original forest. Field work was conducted in Morretes-PR, in an area of lowland evergreen rain forest. In November 2013, seed bank samples were collected from ten points per area and at three depths. We obtained 85 species in the seed bank. The predominant life form was herbaceous (98%), with the Cyperaceae family being the most abundant. Area II presented the highest density of individuals m^{-2} with 33.440 seeds, followed by area I with 30.748 seeds m^{-2} and area III with 11.266 seeds m^{-2} . Vegetation of adjacent pastures seems to exert a strong influence on seed bank of area III, with high floristic similarity. Even with proximal forest fragments, the reduced density of woody plants indicated that not only the amount of seeds was affected by grasses, but also species diversity, which was restricted to plants already present in pasture.

Keywords: evergreen rain forest, inhibitory grasses, *Urochloa*.

3.1. INTRODUÇÃO

A maior parte das ações de restauração de ecossistemas degradados ocorrem em áreas abertas abandonadas ou cujo uso anterior era pastagem (CARPANEZZI, 2005). As gramíneas de crescimento agressivo modificam acentuadamente o ambiente, prejudicando o recrutamento de plântulas. Nessas situações, em que a área apresenta alto grau de perturbação, a chuva de sementes contribui pouco para a sucessão florestal (MYERS; HARMS, 2009) e o banco de sementes do solo passa a ser o principal mecanismo de regeneração (VIEIRA; PESSOA, 2001).

O banco de sementes é definido como o estoque de sementes viáveis presentes no solo que se acumulam ao longo do tempo, por meio de um sistema dinâmico de entradas e saídas, que varia em função das espécies, caracterizando bancos transitórios e persistentes (THOMPSON; GRIME, 1979). As sementes que apresentam dormência formam o banco persistente; o banco transitório compõe-se daquelas cuja germinação ocorre no período de um ano ou menos após a dispersão (LEAL FILHO *et al.*, 2013). As entradas nesse sistema são chuva de sementes e mecanismos de revolvimento do solo; germinação, predação, morte fisiológica e transferência para camadas profundas do solo são as principais vias de saída (MARTINS; ENGEL, 2007).

A velocidade da regeneração natural, em pastagens, depende de fatores como disponibilidade de propágulos no solo, capacidade de cobertura das espécies pioneiras, capacidade de crescimento e permanência da forrageira, tempo de abandono da área e distúrbios no solo (CHEUNG *et al.*, 2009). Em pastagens com longos períodos de uso sob práticas de manejo inadequadas, há maior compactação do solo e perda das camadas superficiais, podendo reduzir a quantidade de sementes viáveis no banco e promover condições insustentáveis para sua germinação (DIAS-FILHO, 2006).

Estudos com relação à influência das pastagens sobre a disponibilidade de espécies nativas e subespontâneas contidas no solo permitem avaliar o potencial de resiliência de áreas submetidas a diferentes tipos de perturbação (LÓPEZ-TOLEDO; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011). A utilização de tais informações para manipular processos naturais em benefício de propósitos aplicados possui grande importância, considerando

a continuidade da expansão das paisagens antrópicas nos trópicos (CHAZDON *et al.*, 2009).

Dessa forma, objetivou-se avaliar a composição e a densidade do banco de sementes de três áreas contíguas com presença de gramíneas do gênero *Urochloa* - pastagem abandonada há 10 anos, com solo alterado pela decapitação parcial do horizonte A havia dois anos (área I); pastagem idêntica à anterior, com revolvimento recente da camada superficial do solo (área II); área em estágio inicial de regeneração, sem mobilização do solo (área III) - a fim de verificar seu potencial para a restauração da floresta original.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido entre novembro/2013 e julho/2014. As coletas das amostras do banco de sementes ocorreram na Estação Experimental da Embrapa Florestas em Morretes, litoral do Paraná (25°26'56"S, 48°52'18"O, 21 m de altitude). O relevo é plano; o solo é Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd) gleissólico A moderado, textura argilosa (EMBRAPA, 2006). A região fitoecológica é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). O clima é classificado por Köppen como Cfa, subtropical úmido, alcançando temperaturas médias próximas a 17 °C nos meses mais frios e 24 °C nos meses mais quentes, com geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (IAPAR, 2015). A vegetação atual corresponde a pastagem abandonada com predomínio de gramíneas do gênero *Urochloa*, popularmente chamadas de braquiária, contendo pequenas manchas dispersas de plantas espontâneas. A região do entorno é predominantemente rural, com fazendas destinadas à pecuária e agricultura, além de muitos fragmentos florestais naturais distanciados a 500 m ou menos.

Foram coletadas amostras de solo em três áreas de topografia similar (Figura 1.1): pastagem abandonada há cerca de 10 anos, com solo alterado pela decapitação

parcial do horizonte A (mecanização do solo com uso de lâmina frontal para retirada da vegetação) havia dois anos (área I); pastagem idêntica à anterior, com revolvimento recente da camada superficial do solo por uma gradeação (área II); área em estágio inicial de regeneração com elevada presença de gramíneas, sem mobilização do solo (área III). As coletas das amostras do banco de sementes foram realizadas aleatoriamente em dez pontos por área, com auxílio de um gabarito de 30 x 30 cm, em três profundidades: 0 a 3 cm + serapilheira; 3,1 a 6,0 cm; 6,1 a 9,0 cm, somando 30 amostras por área (área amostral total de 2,7 m²).



FIGURA 1.1. ÁREAS DE COLETA DO BANCO DE SEMENTES NA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR: A - PASTAGEM ABANDONADA HÁ CERCA DE 10 ANOS, COM SOLO ALTERADO PELA DECAPITAÇÃO PARCIAL DO HORIZONTE A HAVIA DOIS ANOS (ÁREA I); B - PASTAGEM IDÊNTICA À ANTERIOR, COM REVOLVIMENTO RECENTE DA CAMADA SUPERFICIAL DO SOLO (ÁREA II); C - ÁREA EM ESTÁDIO INICIAL DE REGENERAÇÃO (ÁREA III).

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas para estufa da Embrapa em Colombo-PR. Cada uma foi transferida para uma bandeja plástica de 37,5 x 26,5 x 6,0 cm, com perfurações na base, contendo profundidade inferior de 2,5 cm de areia lavada para ampliar a drenagem. As bandejas contendo as amostras de solo foram distribuídas aleatoriamente sobre mesas (Figura 1.2-A). Para verificar a ocorrência de sementes contaminantes foram utilizadas cinco bandejas contendo apenas areia lavada e substrato comercial desinfestado. As plântulas contaminantes foram identificadas e excluídas da contagem de densidade e composição florística. A irrigação ocorreu quatro vezes ao dia por 5 min.

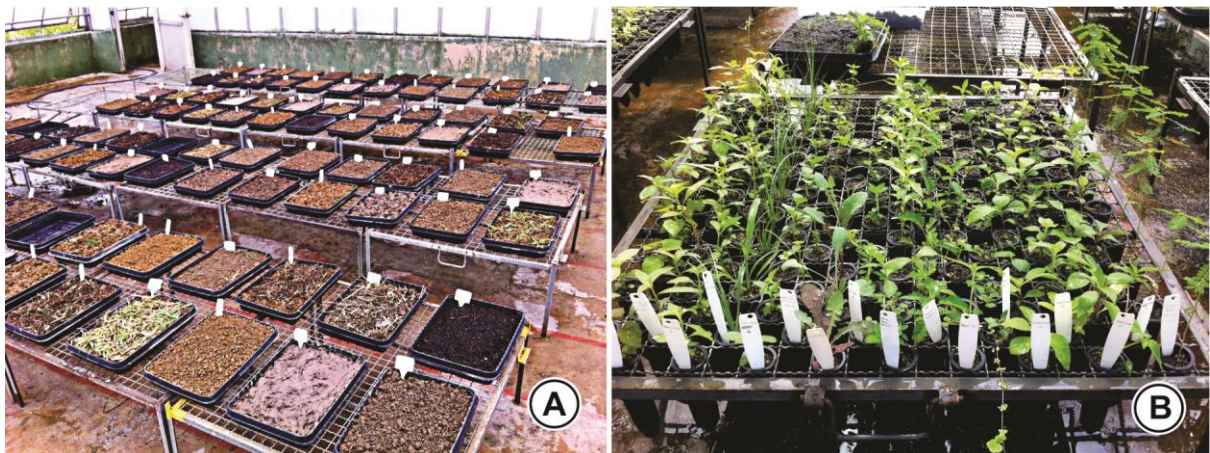


FIGURA 1.2. AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES EM CASA DE VEGETAÇÃO NA EMBRAPA FLORESTAS, COLOMBO-PR: A - BANDEJAS CONTENDO AMOSTRAS DE CAMPO; B - INDIVÍDUOS TRANSPLANTADOS PARA TUBETES PARA POSTERIOR IDENTIFICAÇÃO.

As avaliações ocorreram semanalmente por 8 meses. Composição florística e densidade do banco de sementes foram avaliados por meio da contagem e identificação das plântulas emergidas (GROSS, 1990). Este método é menos trabalhoso do que a contagem direta e pode produzir bons resultados quando o objetivo é avaliar sementes viáveis presentes no solo. O principal problema associado ao método de germinação é que algumas sementes podem ser perdidas quando os requisitos para a germinação não são cumpridos. Por conta disso, o número de sementes pode ser subestimado e a composição tornar-se tendenciosa (LEADEM, 1997).

As plântulas, uma vez contadas, foram descartadas. Aquelas não identificadas prontamente foram transplantadas para tubetes de 110 cm³ preenchidos com substrato comercial e terra peneirada (1:1 em v/v), para posterior determinação (Figura 1.2-B). A identificação do material botânico foi realizada com o auxílio de listagens florísticas regionais, bibliografias específicas e especialistas. Os nomes das espécies e de seus autores foram conferidos com Jardim... (2015).

As espécies foram classificadas quanto à forma de vida em arbórea, arbustiva e herbácea (incluindo gramíneas e trepadeiras) e também quanto à sua origem (nativa e subespontânea) de acordo com Jardim... (2015). Dentro da classificação de subespontânea encontram-se os grupos denominados ruderais, cosmopolitas e exóticas invasoras. Foram também separadas por síndromes de dispersão de propágulos em zoocóricas, anemocóricas e autocóricas (VAN DER PIJL, 1982). Em casos onde a espécie não pode ser classificada por falta de informações, foi estabelecida a categoria “nc” (não classificada). Posteriormente, as espécies arbóreas e arbustivas foram separadas por categorias sucessionais em pioneiras, secundárias e climácicas (BUDOWSKI, 1965). Para comparar a composição florística do banco de sementes das três áreas estudadas, foi calculado o índice de similaridade de Sorensen (BROWER; ZAR, 1984).

A homogeneidade das variâncias foi verificada por meio do teste de Bartlett e, posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância, em um modelo de parcelas subdivididas. As parcelas principais corresponderam às três áreas estudadas e as subparcelas às três profundidades do solo. Em situações de significância estatística ($p < 0,05$), as médias das variáveis foram submetidas ao teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3.3. RESULTADOS

Ao todo foram obtidas 67.908 sementes germinadas (25.151 sementes m⁻²), correspondentes a 85 espécies, das quais apenas 16 foram classificadas como subespontânea (Tabela 1.1). A forma de vida predominante foi de plantas herbáceas, representando 98% das plântulas, com 66.572 sementes (24.656 sementes m⁻²), sendo a maioria nativa (96%). Dentro destas estão gramíneas da família Poaceae com 663 sementes (24% nativas) e Cyperaceae com 53.472 sementes (100% nativas), esta última representando 79% dos indivíduos germinados. Outros grupos encontrados foram arbóreas com 31 sementes e arbustivas com 1.305 sementes, todas classificadas como pioneiras nativas.

As três áreas (I, II e III) apresentaram valores próximos de riqueza de espécies: 76, 78 e 75, respectivamente, com similaridade florística variando de 0,98 a 1,00. Foram identificadas 30 famílias, sendo Asteraceae e Cyperaceae as com maior riqueza, 18 e 10 espécies, respectivamente (Tabela 1.1).

TABELA 1.1. RELAÇÃO DE ESPÉCIES ENCONTRADAS NO BANCO DE SEMENTES (SEGUNDO FAMÍLIA, FORMA DE VIDA, DISPERSÃO DAS SEMENTES E ORIGEM), NAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTA, MORRETES-PR.

continua

Família/espécie	FV	SD	OR	Número de indivíduos em cada área					
				Total			m²		
				I	II	III	I	II	III
Anacardiaceae									
Schinus terebinthifolia Raddi	Arv	Zoo	Nat	1	0	0	1	0	0
Araliaceae									
Hydrocotyle leucocephala Cham. & Schltdl.	Her	Ane	Nat	197	162	133	219	180	148
Asteraceae									
Ageratum conyzoides L.	Her	Ane	Nat	21	13	9	23	14	10
Baccharis caprariifolia DC.	Arb	Ane	Nat	2	1	8	2	1	9
Baccharis trimera (Less) DC.	Her	Ane	Nat	0	0	2	0	0	2
Centratherum punctatum Cass.	Her	Ane	Nat	1	22	60	1	24	67
Chromolaena maximiliani (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Arb	Ane	Nat	2	8	5	2	9	6

TABELA 1.1. RELAÇÃO DE ESPÉCIES ENCONTRADAS NO BANCO DE SEMENTES (SEGUNDO FAMÍLIA, FORMA DE VIDA, DISPERSÃO DAS SEMENTES E ORIGEM), NAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTA, MORRETES-PR.

continuação

Família/espécie	FV	SD	OR	Número de indivíduos em cada área					
				Total			m²		
				I	II	III	I	II	III
Asteraceae									
<i>Eclipta alba</i> (L.) HASSK	Her	Ane	Nat	0	2	0	0	2	0
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Her	Ane	Nat	58	38	44	64	42	49
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	Her	Ane	Nat	44	34	8	49	38	9
<i>Gnaphalium pensylvanicum</i> Willd.	Her	Ane	Nat	67	76	117	74	84	130
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Her	Ane	Sub	1	5	2	1	6	2
<i>Hyptis pectinata</i> (L.) Poit.	Her	Ane	Nat	1	1	38	1	1	42
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less	Her	Ane	Nat	0	2	0	0	2	0
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	Her	Ane	Nat	42	103	75	47	114	83
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Her	Ane	Nat	3	6	4	3	7	4
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Her	Ane	Nat	5	6	1	6	7	1
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	Her	Ane	Sub	5	5	8	6	6	9
<i>Vernonanthura beyrichii</i> (Less.) H.Rob.	Arb	Ane	Nat	42	24	100	47	27	111
<i>Youngia japonica</i> (L.) DC.	Her	Ane	Sub	10	19	20	11	21	22
Begoniaceae									
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Her	Ane	Nat	42	1	2	47	1	2
Caryophyllaceae									
<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. & Schult.	Her	Zoo	Sub	18	15	3	20	17	3
Commelinaceae									
<i>Commelina diffusa</i> Burm.	Her	Aut	Nat	5	11	0	6	12	0
Cucurbitaceae									
<i>Melothria pendula</i> L.	Her	Zoo	Nat	1	0	0	1	0	0
Cyperaceae									
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Her	Ane	Nat	121	313	32	134	348	36
<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	Her	Ane	Nat	12441	7469	1894	13823	8299	2104
<i>Cyperus iria</i> L.	Her	Ane	Nat	411	6	0	457	7	0
<i>Pycnus lanceolatus</i> (Poir.) C.B.Clarke	Her	nc	Nat	61	11	98	68	12	109

TABELA 1.1. RELAÇÃO DE ESPÉCIES ENCONTRADAS NO BANCO DE SEMENTES (SEGUNDO FAMÍLIA, FORMA DE VIDA, DISPERSÃO DAS SEMENTES E ORIGEM), NAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTA, MORRETES-PR.

continuação

Família/espécie	FV	SD	OR	Número de indivíduos em cada área					
				Total			m²		
				I	II	III	I	II	III
Cyperaceae									
Cyperus luzulae (L.) Retz.	Her	Ane	Nat	54	180	188	60	200	209
Cyperus meyenianus Kunth	Her	Ane	Nat	260	194	70	289	216	78
Eleocharis sellowiana Kunth	Her	Ane	Nat	16	26	311	18	29	346
Fimbristylis miliacea (L.) Vahl.	Her	Ane	Nat	2165	9689	980	2406	10766	1089
Cyperus mundtii (Nees) Kunth	Her	nc	Nat	374	73	1359	416	81	1510
Pycreus flavescens (L.) Rchb.	Her	Ane	Nat	6712	6273	1691	7458	6970	1879
Fabaceae									
Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze	Arv	Aut	Nat	0	2	28	0	2	31
Mimosa pudica L.	Her	Ane	Nat	35	20	4	39	22	4
Aeschynomene rudis Benth.	Her	Aut	Nat	81	12	5	90	13	6
Desmodium triflorum (L.) DC.	Her	nc	Sub	26	13	13	29	14	14
Hypericaceae									
Hypericum brasiliense Choisy	Her	nc	Nat	14	2	4	16	2	4
Hypoxidaceae									
Hypoxis decumbens L.	Her	Aut	Nat	101	129	145	112	143	161
Iridaceae									
Sisyrinchium sp.	Her	nc	Nat	85	26	7	94	29	8
Lamiaceae									
Hyptis brevipes Poit.	Her	Aut	Nat	49	53	32	54	59	36
Mesosphaerum suaveolens (L.) Kuntze	Her	nc	Nat	35	10	20	39	11	22
Linderniaceae									
Lindernia diffusa (L.) Wettst.	Her	Ane	Nat	1	11	0	1	12	0
Micranthemum umbrosum (Walter ex J.F.Gmel.) S.F.Blake	Her	Ane	Nat	2	3	34	2	3	38
Torenia thouarsii (Cham. & Schltld.) Kuntze	Her	Aut	Nat	0	4	3	0	4	3
Lythraceae									
Cuphea carthagenensis (Jacq.) J.Macbr.	Her	Aut	Nat	404	408	318	449	453	353

TABELA 1.1. RELAÇÃO DE ESPÉCIES ENCONTRADAS NO BANCO DE SEMENTES (SEGUNDO FAMÍLIA, FORMA DE VIDA, DISPERSÃO DAS SEMENTES E ORIGEM), NAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTA, MORRETES-PR.

continuação

				Número de indivíduos em cada área					
Família/espécie	FV	SD	OR	Total			m²		
				I	II	III	I	II	III
Malvaceae									
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Her	Aut	Nat	80	154	55	89	171	61
Mazaceae									
<i>Mazus pumilus</i> (Burm.f.) Steenis	Her	nc	Sub	5	19	2	6	21	2
Melastomataceae									
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	Her	Aut	Nat	157	109	479	174	121	532
<i>Tibouchina cerastifolia</i> Cogn.	Her	Ane	Nat	12	42	202	13	47	224
<i>Tibouchina clinopodifolia</i> Cogn.	Her	Ane	Nat	27	2	26	30	2	29
Onagraceae									
<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara	Her	Aut	Nat	701	1382	2	779	1536	2
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	Arb	Aut	Nat	490	312	281	544	347	312
Oxalidaceae									
<i>Oxalis debilis</i> Kunth	Her	Aut	Nat	33	46	6	37	51	7
Phyllanthaceae									
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Her	Aut	Nat	36	138	18	40	153	20
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Her	Aut	Nat	29	86	14	32	96	16
<i>Phyllanthus urinaria</i> L.	Her	Aut	Nat	29	786	1	32	873	1
Plantaginaceae									
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Her	Aut	Nat	528	227	351	587	252	390
<i>Stemodia vandellioides</i> (Benth.) V.C.Souza	Her	Aut	Nat	53	120	2	59	133	2
Poaceae									
<i>Digitaria</i> sp.	Her	Ane	Nat	34	15	26	38	17	29
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	Her	nc	Sub	24	6	44	27	7	49
<i>Poa annua</i> L.	Her	nc	Sub	104	29	14	116	32	16
<i>Paspalum conjugatum</i> P.J.Bergius	Her	Ane	Nat	6	2	19	7	2	21
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	Her	Ane	Nat	8	0	9	9	0	10
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	Her	Ane	Sub	29	8	66	32	9	73
<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga	Her	Ane	Sub	32	6	3	36	7	3

TABELA 1.1. RELAÇÃO DE ESPÉCIES ENCONTRADAS NO BANCO DE SEMENTES (SEGUNDO FAMÍLIA, FORMA DE VIDA, DISPERSÃO DAS SEMENTES E ORIGEM), NAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTA, MORRETES-PR.

Família/espécie	FV	SD	OR	Número de indivíduos em cada área					
				Total			m²		
				I	II	III	I	II	III
Poaceae									
Urochloa subquadripara (Trin.)									
R.D.Webster	Her	Ane	Sub	25	20	16	28	22	18
Polygonaceae									
Polygonum persicaria L.	Her	Aut	Sub	0	7	0	0	8	0
Rubiaceae									
Borreria latifolia (Aubl.) K.Schum.	Her	Aut	Nat	1	0	0	1	0	0
Borreria palustris (Cham. & Schltdl.) Bacigalupo & E. L. Cabral.	Her	Aut	Nat	509	414	290	566	460	322
Diodia saponariifolia (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Her	Aut	Nat	204	68	11	227	76	12
Scrophulariaceae									
Veronica persica Poir.	Her	nc	Sub	67	296	4	74	329	4
Solanaceae									
Solanum americanum Mill.	Her	Zoo	Nat	6	5	3	7	6	3
Umbelliferae									
Centella asiatica (L.) Urban	Her	nc	Sub	20	2	25	22	2	28
Urticaceae									
Phenax sonneratii (Poir.) Wedd.	Her	nc	Nat	68	66	1	76	73	1
Urtica dioica L.	Her	Zoo	Sub	0	0	1	0	0	1
Verbenaceae									
Stachytarpheta cayennensis (Rich.)									
Vahl	Arb	nc	Sub	3	2	25	3	2	28
Verbena litoralis Kunth.	Her	nc	Nat	298	84	35	331	93	39
Indeterminada									
Indeterminada 1	Her	nc	nc	5	80	50	6	89	56
Indeterminada 2	Her	nc	nc	9	4	7	10	4	8
Indeterminada 3	Her	nc	nc	12	2	3	13	2	3
Indeterminada 4	Her	nc	nc	0	1	1	0	1	1
Indeterminada 5	Her	nc	nc	4	65	168	4	72	187

FV = forma de vida; SD = síndrome de dispersão; OR = origem; Arb = arbórea; Arb = arbustiva; Her = herbácea; Ane = anemocórica; Aut = autocórica; Zoo = zoocórica; Nat = nativa; Sub = subespontânea; nc = não classificada.

Em relação à síndrome de dispersão, predominou anemocoria, em 46% das espécies. A autocoria e zoocoria estão presentes em 20% e 17% das espécies identificadas, respectivamente; para 17% das espécies não foi determinado o modo de dispersão (Tabela 1.1).

A área II apresentou a maior densidade de indivíduos m^{-2} (Tabela 1.2) com 33.440 sementes, dentre as quais estão arbóreas com 2 sementes m^{-2} , arbustivas com 386 sementes m^{-2} , poáceas com 92 sementes m^{-2} , ciperáceas com 27.102 sementes m^{-2} e outras herbáceas com 5.858 sementes m^{-2} . A área I apresentou 30.748 sementes m^{-2} sendo 1 arbórea, 599 arbustivas, 270 poáceas, 25.356 ciperáceas e 4.522 outras herbáceas. A área III apresentou densidade significativamente menor, com 11.266 sementes m^{-2} , sendo 31 arbóreas, 466 arbustivas, 211 poáceas, 7.536 ciperáceas e 3.022 herbáceas.

TABELA 1.2. NÚMERO DE SEMENTES m^{-2} NO BANCO DE SEMENTES DAS TRÊS ÁREAS DE ESTUDO (ÁREAS I, II E III) E NAS TRÊS PROFUNDIDADES: 0-3 cm + SERAPILHEIRA (P1), 3,1-6 cm (P2) E 6,1-9 cm (P3). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTA, MORRETES-PR.

Profundidade/Área	Área I		Área II		Área III	
P1	15.198	a A	9.853	a AB	3.840	a B
P2	8.949	ab AB	12.342	a A	3.351	a B
P3	6.601	b AB	11.244	a A	4.074	a B
Total sementes m^{-2}	30.748		33.440		11.266	
Total sementes nas caixas	27.673		30.096		10.139	

CV (áreas) = 67,13% / CV (profundidades) = 69,56%

CV = coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3.4. DISCUSSÃO

A dominância de ciperáceas e mesmo de outras herbáceas que não gramíneas é comumente encontrada em bancos de sementes de pastagens abandonadas ou de ambientes fragmentados (WIJDEVEN; KUZEE, 2000; MIRANDA NETO *et al.*, 2014). Alguns fatores, como mecanismos eficientes de dispersão, tamanho reduzido, dormência e elevada produção de sementes, colaboram para este padrão

(GUIMARÃES *et al.* 2014). A maior disponibilidade de espaço e luminosidade favorece tanto a permanência das gramíneas já existentes como o surgimento de outras espécies ruderais com acentuada propagação vegetativa, capazes de recobrir a área rapidamente quando a pressão do pastoreio é reduzida (VIEIRA; PESSOA, 2001).

Sementes de gramíneas, como as pertencentes ao gênero *Urochloa*, podem também permanecer dormentes e viáveis no solo por vários anos (MILES; VALLE, 1998). Isso tem sido constatado em alguns trabalhos com bancos de sementes (SEVERINO *et al.*, 2006; IKEDA *et al.*, 2007), os quais observam que gramíneas do gênero *Urochloa* são dominantes e reduzem o estabelecimento de outras plantas. Apesar disso, verificou-se baixa densidade de espécies *Urochloa* no banco de sementes das três áreas de estudo, contrastando com sua predominância no estrato acima do solo, particularmente nas áreas I e II (Tabela 1.1). Tal fato decorre de que a gramínea dominante na área, *Urochloa subquadriflora*, propaga-se principalmente por meios vegetativos, sendo pouco frequente a formação de sementes (KISSMANN; GROTH, 1997).

A densidade em cada área foi maior que a encontrada em outros trabalhos similares, as quais variaram entre 304 a 11.603 sementes m⁻² em pastagem de clima equatorial úmido (SILVA; DIAS-FILHO, 2001; COSTA *et al.*, 2013), de 241 a 1.998 sementes m⁻² em pastagens de clima tropical (COSTALONGA *et al.*, 2006; CALEGARI *et al.*, 2013) e 3.792 a 6.312 sementes m⁻² em clima subtropical úmido (CHAPLA; CAMPOS, 2011). Também foi superior ao obtido em outros ambientes, como em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista Aluvial e Floresta Estacional Semidecidual, que apresentaram 5.732 e 589 sementes m⁻², respectivamente (MARTINS; ENGEL, 2007; SILVA-WEBER *et al.*, 2012).

Em florestas tropicais a quantidade de sementes no solo é elevada no início da sucessão, diminuindo gradualmente (CHAPLA; CAMPOS, 2011) e a densidade do banco aumenta consideravelmente de floresta para pastagem, devido à presença de gramíneas e outras herbáceas (COSTALONGA *et al.*, 2006; CALEGARI *et al.*, 2013). De fato, as espécies de maior densidade relativa foram *Cyperus brevifolius* e *Pycnus flavescens* nas áreas I (45% e 24%) e III (19% e 17%) e *Fimbristylis miliacea* na área II (32%) (Tabela 1.1). Quando a família Cyperaceae é desconsiderada, os valores de

densidade caem expressivamente e ficam dentro da faixa de valores comumente encontrados, em torno de 5.153 sementes m⁻², considerando a média das três áreas.

Nas áreas I e II, apesar dos valores elevados de densidade de sementes, verifica-se a baixa ocorrência de arbustivas e arbóreas (Tabela 1.1). Essas densidades são compatíveis com bancos de sementes de paisagens antropizadas (WIJDEVEN; KUZEE, 2000), e a baixa ocorrência de lenhosas nessas áreas pode estar relacionada à decapitação parcial do horizonte A. Em pastagens, a maior compactação do solo dificulta a penetração de sementes, mantendo-as na superfície (DIAS-FILHO, 2006) e a remoção do horizonte A leva consigo o estoque de sementes do banco.

As espécies lenhosas encontradas nas áreas I e II corresponderam a apenas 1% e 2% do total de plântulas germinadas, respectivamente. Mesmo antes da remoção parcial do horizonte A há dois anos, a vegetação era dominada por *Urochloa*, apesar de estar abandonada havia cerca de 10 anos. Em pastagens abandonadas, a recomposição natural é bastante lenta (BECHARA et al., 2016), devido às modificações causadas no ambiente pela presença de gramíneas agressivas, inibidoras da regeneração natural (COSTA et al., 2013). Dessa forma, ainda que propágulos de lenhosas sejam dispersos em pastagens, não há sítios adequados para a sua germinação, podendo ocorrer a morte de algumas sementes, que deixam de fazer parte do banco (HOLL, 1998).

A área III também apresentou baixo número de lenhosas no banco de sementes, apenas 4% das plântulas germinadas. Outros trabalhos, em ambientes similares, encontraram estoque reduzido de espécies arbustivo-arbóreas e observaram predomínio de herbáceas (LOPES et al., 2005; TRES et al., 2007; PEREIRA et al., 2010; MIRANDA NETO et al., 2014). Alguns autores ressaltam que os resultados podem sofrer influência do método utilizado - germinação ou contagem direta - devido a erros associados à dormência e mortalidade das sementes (BROWN, 1992; PEREIRA et al., 2010; SILVA et al., 2011).

Apenas duas espécies arbóreas foram encontradas, *Mimosa bimucronata* (áreas II e III) e *Schinus terebinthifolia* (área I), ambas com potencial de colonização de pastagens. Essas espécies são frequentemente recomendadas para recuperação de ecossistemas degradados devido à sua facilidade para se instalar, podendo atuar como

facilitadoras da regeneração natural (CARVALHO, 1994; BITENCOURT, 2007; LORENZI, 2008). Na área III, em estágio inicial de regeneração, verificou-se densidade maior de *Mimosa bimucronata*. Isso decorre da menor ocupação de gramíneas no estrato aéreo, o que proporciona condições para instalação de herbáceas mais seletivas e arbustivas, permitindo o maior estabelecimento de indivíduos arbóreos.

Entre as arbustivas encontradas destacaram-se *Ludwigia octovalvis* e *Vernonanthura beyrichii*. A primeira está presente principalmente nas áreas I e II, característica de pastagens; é considerada a espécie de *Ludwigia* com a mais ampla distribuição geográfica do Brasil (LORENZI, 2008). Nessas áreas está presente também *Vernonanthura beyrichii*, igualmente colonizadora de pastagens (CHEUNG *et al.*, 2009). Ela avulta, sobretudo, na área em início de regeneração natural (área III), onde é visualizada no estrato aéreo formando densos agrupamentos com cerca de 2,5 m de altura. A presença dessa arbustiva no bioma Mata Atlântica é frequente entre as primeiras espécies a se estabelecerem após o abandono de pastagens, geralmente com densidade superior às demais lenhosas (SCHEER *et al.*, 2009).

O maior número de espécies observado para Asteraceae e Cyperaceae é comum nas áreas de campo e regiões antropizadas de todos os biomas do Brasil (IKEDA *et al.*, 2008; SILVA-WEBER *et al.*, 2012; COSTA *et al.*, 2013; BAO *et al.*, 2014; VIEIRA *et al.*, 2015; PAZ *et al.*, 2016). Isso tem sido atribuído à facilidade em colonizar áreas abertas, clareiras ou bordas de fragmentos e pela formação de bancos persistentes (SILVA-WEBER *et al.*, 2012; COSTA *et al.*, 2013). Essas também foram as famílias mais frequentes em levantamentos florísticos da regeneração natural em outros estudos com pastagens abandonadas do gênero *Urochloa* (SILVA; DIAS-FILHO, 2001; COSTA *et al.*, 2013).

O banco de sementes da área III, apesar da menor ocupação de gramíneas no estrato aéreo, sofre significativa influência da vegetação herbácea presente nas pastagens adjacentes, o que é refletido na acentuada similaridade florística entre os bancos das três áreas. Alguns estudos (HALL; SWANE, 1980; LOPES *et al.*, 2006) têm constatado que a similaridade florística entre bancos de sementes de locais próximos tende a ser mais elevada do que com a vegetação aérea. Da mesma forma, na área II, após o revolvimento do solo com remoção temporária das gramíneas, o que poderia

facilitar a deposição de sementes ao solo, não houve chegada de sementes dos remanescentes florestais próximos.

A limitação da chuva de sementes de lenhosas pode ocorrer devido à redução da densidade de matrizes, alterações sobre a sazonalidade de frutificação das espécies e ausência de fauna dispersora (MURRAY, 1988). A dispersão pelo vento, embora menos afetada, também declina em relação à distância da borda (HOLL, 1999). Com isso, não apenas a quantidade de sementes dispersas é afetada, mas também a diversidade de espécies, que fica restrita às plantas já presentes na pastagem.

Dessa forma, o predomínio de determinado mecanismo de dispersão está relacionado ao tipo de ambiente. Nos locais de estudo, por tratar-se de pastos abandonados e área em início de regeneração, uma maior quantidade de espécies dispersas pelo vento era esperada (Tabela 1.1), pois a visitação de fauna dispersora é pouco frequente ou mesmo inexistente. A anemocoria e autocoria são típicas de ambientes abertos, como locais em estádios iniciais de sucessão (TOMAZI *et al.*, 2010; GUIMARÃES *et al.*, 2014).

Em relação às diferenças dentro do perfil do solo (Tabela 1.2), a menor quantidade de sementes na primeira camada do solo da área II em comparação às camadas mais profundas, possivelmente ocorreu devido ao revolvimento do solo. A gradeação promoveu a mistura das camadas de solo, resultando na distribuição mais homogênea das sementes ao longo do perfil e no enterrio de grande quantidade de sementes. Com o solo temporariamente livre da influência exercida pelas plantas de *Urochloa*, provavelmente houve maior germinação das sementes contidas nas primeiras camadas, causando redução no banco.

Na área I, a qual não sofreu revolvimento recente, o número de sementes diminui à medida que se aprofundam as camadas do solo, com redução no número de sementes superior a 50%. A distribuição vertical das sementes ocorre devido à ação de mecanismos bióticos e abióticos de incorporação no solo e em função da duração de vida das sementes das diferentes espécies (GARWOOD, 1989; COSTA *et al.*, 2013). A área em estágio inicial de regeneração (área III) não apresentou diferença significativa entre profundidades, o que sugere, embora não tenha sido avaliado, uma baixa

incorporação de propágulos ao banco de sementes da primeira camada de solo (0 a 3 cm).

A disponibilidade de sementes em pastagens é fator limitante ao recrutamento de espécies nativas (HARMS *et al.*, 2000). Além de outros fatores mencionados, a grande biomassa das gramíneas sobre o solo dificulta que propágulos alóctones sejam incorporados ao banco de sementes. Desse modo, sugere-se a aplicação de metodologias de incremento da chuva de sementes, como poleiros artificiais, associadas à práticas de melhoria da cama de sementes, a fim de garantir sua eficiência. Algumas práticas incluem: roçada e cobertura do solo com resíduos lenhosos, como troncos e galhos, ou material vegetal inerte, como palhas; roçada e capina de gramíneas agressivas, deixando-se a cobertura morta sobre o solo (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009); solarização do solo com lona plástica (LAMBRECHT; D'AMORE, 2010); e aplicação de herbicida seletivo para o controle de gramíneas (ELGAR *et al.*, 2014).

3.5. CONCLUSÕES

As densidades de sementes encontradas são compatíveis com valores de bancos de sementes de paisagens antropizadas. Nos bancos das três áreas há poucas sementes de poucas espécies lenhosas que representam, portanto, recurso fraco para fins de restauração florestal. Isto indica que não apenas a quantidade de sementes dispersas é afetada pela presença de gramíneas inibidoras, mas também a diversidade de espécies, que fica restrita às plantas já presentes na pastagem.

Apesar do banco de sementes ser formado principalmente por herbáceas, estão presentes também espécies arbustivas colonizadoras importantes, as quais podem atuar como facilitadoras da regeneração natural.

Como forma de transpor barreiras ao recrutamento de lenhosas nativas, devido à baixa disponibilidade de propágulos, recomenda-se a aplicação de metodologias de

incremento da chuva de sementes, associadas a práticas de melhoria da cama de sementes.

REFERÊNCIAS

BAO, F. et al. Soil seed bank of floodable native and cultivated grassland in the Pantanal wetland: effects of flood gradient, season and species invasion. **Brazilian Journal of Botany**, v. 37, n. 3, p. 239-250, 2014.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BITENCOURT, F. et al. Nucleação por *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze em áreas degradadas pela mineração de carvão. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 750-752, 2007.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Iowa: Brown Publishers, 1984. 226 p.

BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, v. 70, n. 8, p. 1603-1612, 1992.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CALEGARI, L. et al. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871-880, 2013.

CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27-45.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso de madeira**. Colombo: Embrapa-CNPQ; Brasília: Embrapa-SPI, 1994.

CHAPLA, T. E.; CAMPOS, J. B. Soil seed bank during succession at an abandoned pasture in the upper Paraná river-floodplain, Brazil. **Acta Scientiarum**, v. 33, n. 1, p. 59-69, 2011.

CHAZDON, R. L. et al. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 41, p. 142-153, 2009.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

COSTA, J. R.; MITJA, D.; LEAL FILHO, N. Bancos de sementes do solo em pastagens na Amazônia Central. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 74, p. 115-125, 2013.

COSTALONGA, S. R. et al. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, v. 36, n. 2, p. 239-250, 2006.

DIAS-FILHO, M. B. **Competição e sucessão vegetal em pastagens**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 38 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos 240).

ELGAR, A. T. et al. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, n. 200, p. 1-10, 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

GALINDO, V. et al. Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. **Restoration Ecology**, 2017.

GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (eds.). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989, p. 309-328.

GROSS, K. L. A. Comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. **Journal of Ecology**, v. 78, n. 4, p. 1079-1093, 1990.

GUIMARÃES, S. et al. Banco de sementes de áreas em restauração florestal em Aimorés, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, p. 357-368, 2014.

HALL, J. B.; SWAINE, M. B. Seed stocks in Ghanaian forest soil. **Biotropica**, v. 12, n. 4, p. 256-263, 1980.

HARMS, K. E. et al. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. **Nature**, v. 404, p. 493-795, 2000.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.

IAPAR - Instituto Agronômico do Paraná. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 26 jun. 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.

IKEDA, F. S. et al. Banco de sementes no solo em sistemas de cultivo lavoura-pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 11, p. 1545-1551, 2007.

IKEDA, F. S. et al. Banco de sementes em cerrado sensu stricto sob queimada e sistemas de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 6, p. 667-673, 2008.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. 825 p.

LAMBRECHT, S. C. D'AMORE, A. Solarization for non-native plant control in cool, coastal California. **Ecological Restoration**, v. 28, n. 4, p. 424-426, 2010.

LEAL FILHO, N.; SENA, J. S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 305-314, 2013.

Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>. Acesso em: 10 ago. 2015.

LOPES, K. P. et al. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 105-113, 2006.

LÓPEZ-TOLEDO, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. The soil seed bank in abandoned tropical pastures: source of regeneration or invasion? **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 82, n. 2, p. 663-678, 2011.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 672 p.

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 3, p. 165-174, 2007.

MIRANDA NETO, A. et al. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 609-620, 2014.

MILES, J. W.; VALLE, C. B. **Brachiaria: biología, agronomía y mejoramiento**. Cali: CIAT, 1998.

MURRAY, K. G. Avian seed dispersal of three neotropical gap-dependent plants. **Ecological Monographs**, v. 58, n. 4, p. 271-298, 1988.

MYERS, J. A.; HARMS, K. E. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. **Ecology Letters**, v. 12, n. 11, p. 1250-1260, 2009.

PAZ, G. V.; SILVA, K. A.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Banco de sementes em áreas de caatinga com diferentes graus de antropização no Sertão de Itaparica-PE. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 1, n. 1, p. 61-69, 2016.

PEREIRA, I. M.; ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A. Banco de sementes do solo, como subsídio à recomposição de mata ciliar. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 721-730, 2010.

SCHEER, M. B. et al. Patterns of litter production in a secondary Alluvial Atlantic Rain Forest in southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 805-817, 2009.

SEVERINO, F. J.; CARVALHO, S. J. P.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Interferências mútuas entre a cultura do milho, espécies forrageiras e plantas daninhas em um sistema de consórcio. III - Implicações sobre as plantas daninhas. **Planta Daninha**, v. 24, n. 1, p. 53-60, 2006.

SILVA, D. S. M.; DIAS-FILHO, M. B. Banco de sementes de plantas daninhas em solo cultivado com pastagens de *Brachiaria brizantha* e *Brachiaria humidicola* de diferentes idades. **Planta Daninha**, v. 19, n. 2, p. 179-185, 2001.

SILVA, J. O. et al. Análise do banco de sementes e da fertilidade do solo como ferramentas para recuperação de áreas perturbadas. **Biotemas**, v. 25, n. 1, p. 23-29, 2011.

SILVA-WEBER, A. J. C. et al. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 70, p. 193-207, 2012.

THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, v. 67, n. 3, p. 893-921, 1979.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 125-135, 2010.

TRES, D. R. et al. Banco e chuva de sementes como indicadores para a restauração ecológica de matas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. supl., p. 309-311, 2007.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982. 218 p.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura e composição florística do estrato herbáceo subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia**, v. 52, n. 80, p. 17-30, 2001.

VIEIRA, M. S. et al. The seed bank of subtropical grasslands with contrasting land-use history in southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 4, p. 543-552, 2015.

WIJDEVEN, S. M. J.; KUZEE, M. E. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 414-424, 2000.

4. CAPÍTULO III: GALHARIA E POLEIRO ARTIFICIAL COMO PRÁTICAS DE FACILITAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PASTAGEM DE *Urochloa*

RESUMO

No Brasil, muitas pastagens são formadas por gramíneas do gênero *Urochloa*, de reconhecido efeito inibidor sobre a retomada da vegetação nativa. A utilização de práticas de facilitação da regeneração natural, nessas áreas, visa promover a restauração florestal por meio da criação de condições favoráveis (*safe sites*) no leito de sementes (*seedbed*). Dessa forma, objetivou-se avaliar a eficiência de galharia e poleiro artificial em área coberta por gramíneas inibidoras do gênero *Urochloa*, visando o estabelecimento de espécies nativas. O experimento foi conduzido entre fevereiro/2014 e fevereiro/2016 em Morretes-PR, na região da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Foram implantadas 12 parcelas de 8 x 5 m, correspondentes a três tratamentos e quatro repetições, organizadas segundo delineamento em blocos ao acaso. Os tratamentos foram: galharia, galharia + poleiro artificial e testemunha. As avaliações ocorreram aos 4, 8, 12, 18 e 24 meses após a instalação do experimento, realizando-se a contagem e identificação das espécies lenhosas regenerantes e estimativa visual do percentual de cobertura por espécies herbáceas. A galharia reduziu inicialmente as gramíneas do gênero *Urochloa*; entretanto, com o decorrer do tempo, os efeitos iniciais deixaram de existir devido ao rápido e agressivo crescimento vegetativo da gramínea a partir das bordas das parcelas. Da mesma forma, o uso de poleiros nesse tratamento não possibilitou um incremento significativo de outras espécies. Conclui-se que a recuperação ecológica em pastagens de *Urochloa* exige medidas adicionais para o controle das gramíneas.

Palavras-chave: gramínea inibidora, nucleação, cama de sementes.

BRUSHWOOD AND ARTIFICIAL PERCH AS FACILITATION PRACTICES OF NATURAL REGENERATION IN *Urochloa* GRASSLAND

ABSTRACT

In Brazil, many pastures are formed by grasses of the genus *Urochloa*, which have recognized inhibitory effects on the regeneration of native vegetation. The use of facilitation practices for natural regeneration of these areas aims to promote forest restoration through the creation of safe sites in the seedbed. This study aimed to verify the efficiency of brushwood and artificial perch in an area covered by the inhibitory grasses of the genus *Urochloa*, aiming native plants establishment. Field work was conducted between February 2014 and February 2016, in Morretes-PR in an area of lowland evergreen rain forest. We established 12 plots of 8 x 5 m, corresponding to three treatments and four repetitions, organized according to randomized block and split-plot design. The treatments were: brushwood, brushwood + artificial perch and control treatment. Evaluations occurred 4, 8, 12, 18, and 24 months after the experiment was installed by counting and identifying regenerating woody species and visually estimating the percentage of herbaceous cover. In the beginning, brushwood reduced the *Urochloa* grasses; however, over time the initial effects ceased to exist due to the rapid growth of grass at the edges of the plots. Likewise, the use of perches in this treatment did not cause a significant increase in other species. We conclude that the ecological restoration of *Urochloa* pastures requires additional measures to control the grass.

Keywords: inhibitory grass, nucleation, seedbed.

4.1. INTRODUÇÃO

A conversão dos ecossistemas florestais em pastagens tem sido destacada como um importante fator de degradação que impede a retomada da vegetação natural (BOCCHESE *et al.*, 2008). No Brasil, muitas pastagens são formadas por gramíneas do gênero *Urochloa*, de reconhecido efeito inibidor (KARIA *et al.*, 2006), as quais atuam tanto como barreira física como fisiológica ao crescimento de outras espécies (FOSTER; GROSS, 1998; HOLL *et al.*, 1999). O efeito de inibição é característico de plantas colonizadoras com alto poder de reprodução e dispersão, capazes de modificar o ambiente, contribuindo para o direcionamento da sucessão (CONNELL; SLATYER, 1977). As limitações incluem elevado acúmulo de biomassa das gramíneas, condições inadequadas de microclima, disponibilidade de propágulos alóctones, predação e patógenos (ZIMMERMAN *et al.*, 2000; BENÍTEZ-MALVIDO; LEMUS ALBOR, 2005; CHEUNG *et al.*, 2009).

Nessas áreas, a restauração florestal necessitará que condições favoráveis (*safe sites*) (HARPER, 1965) no leito de sementes (*seedbed*) sejam restabelecidas por meio de práticas de indução da regeneração natural. Dentre algumas metodologias propostas, a galharia visa beneficiar o leito de sementes por meio do arranjo de resíduos vegetais inertes, como material de poda das árvores, troncos, bambus e folhas de palmeiras senescentes. A galharia é reconhecida como metodologia de nucleação, podendo promover maior retenção de umidade no solo com redução de temperatura, enfraquecimento de gramíneas inibidoras pelo sombreamento e formação de abrigos para fauna, como pequenos roedores, cobras, lagartos e aves, que podem trazer consigo sementes (REIS *et al.*, 2003; CARPANEZZI; NICODEMO, 2009; VERGÍLIO *et al.*, 2013).

A utilização de poleiros artificiais também tem sido realizada com o objetivo de atrair aves dispersoras, visando incrementar a chuva de sementes. Como em áreas abertas há uma grande limitação para a dispersão de sementes a longas distâncias, os poleiros atuam como trampolins ecológicos, encurtando distâncias e promovendo maior

complexidade ambiental (REIS *et al.*, 2003). Em pastagens abandonadas, entretanto, verifica-se que apenas essa medida não é suficiente para aumentar o recrutamento de plantas lenhosas, muito vulneráveis em sua fase inicial (TOMAZI *et al.*, 2010; REID; HOLL, 2013), sendo o tratamento da base do poleiro importante para superar outras barreiras ecológicas (ELGAR *et al.*, 2014). Apesar disso, poucas pesquisas tratam da influência da qualidade da cama de sementes na regeneração natural sob poleiros.

Dessa forma, objetivou-se avaliar a eficiência de galharia e poleiro artificial em áreas sob domínio de gramíneas inibidoras do gênero *Urochloa*, visando o estabelecimento da regeneração natural de espécies nativas.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido entre fevereiro/2014 e fevereiro/2016 na Estação Experimental da Embrapa Florestas em Morretes, litoral do Paraná (25°26'56"S, 48°52'18"O, 21 m de altitude). O relevo é plano; o solo é Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd) gleissólico A moderado, textura argilosa (EMBRAPA, 2006). A região fitoecológica é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). O clima é classificado por Köppen como Cfa, subtropical úmido, alcançando temperaturas médias próximas a 17 °C nos meses mais frios e 24 °C nos meses mais quentes, com geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas no verão, contudo sem estação seca definida. A precipitação média anual para a região situa-se em torno de 2.000 a 2.200 mm e a temperatura média anual é próxima a 21 °C (IAPAR, 2015).

Inicialmente, a área foi utilizada para culturas agrícolas diversas e posteriormente foi convertida em pastagem da forrageira *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga para a criação de búfalos, permanecendo nessa condição cerca de 15 anos. Após isso, ocorreu abandono da área por 10 anos, quando realizou-se mecanização do solo com uso de lâmina frontal para retirada da vegetação, com consequente decapitação parcial do horizonte A, sendo novamente abandonada por dois anos.

Durante os períodos de abandono da pastagem, as gramíneas *Urochloa subquadriflora* (Trin.) R.D.Webster e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster invadiram a área, tornando-se dominantes. Poucos meses antes do início do experimento, a área passou por nova mecanização do solo por meio de uma gradeação, promovendo o revolvimento da camada superficial do solo. No começo do experimento, a vegetação possuía predomínio de espécies do gênero *Urochloa*, contendo pequenas manchas de plantas espontâneas (Figura 2.1-A e B). O entorno é predominantemente rural, com fazendas destinadas à pecuária e agricultura, além de muitos fragmentos florestais naturais distanciados a 500 m ou menos.

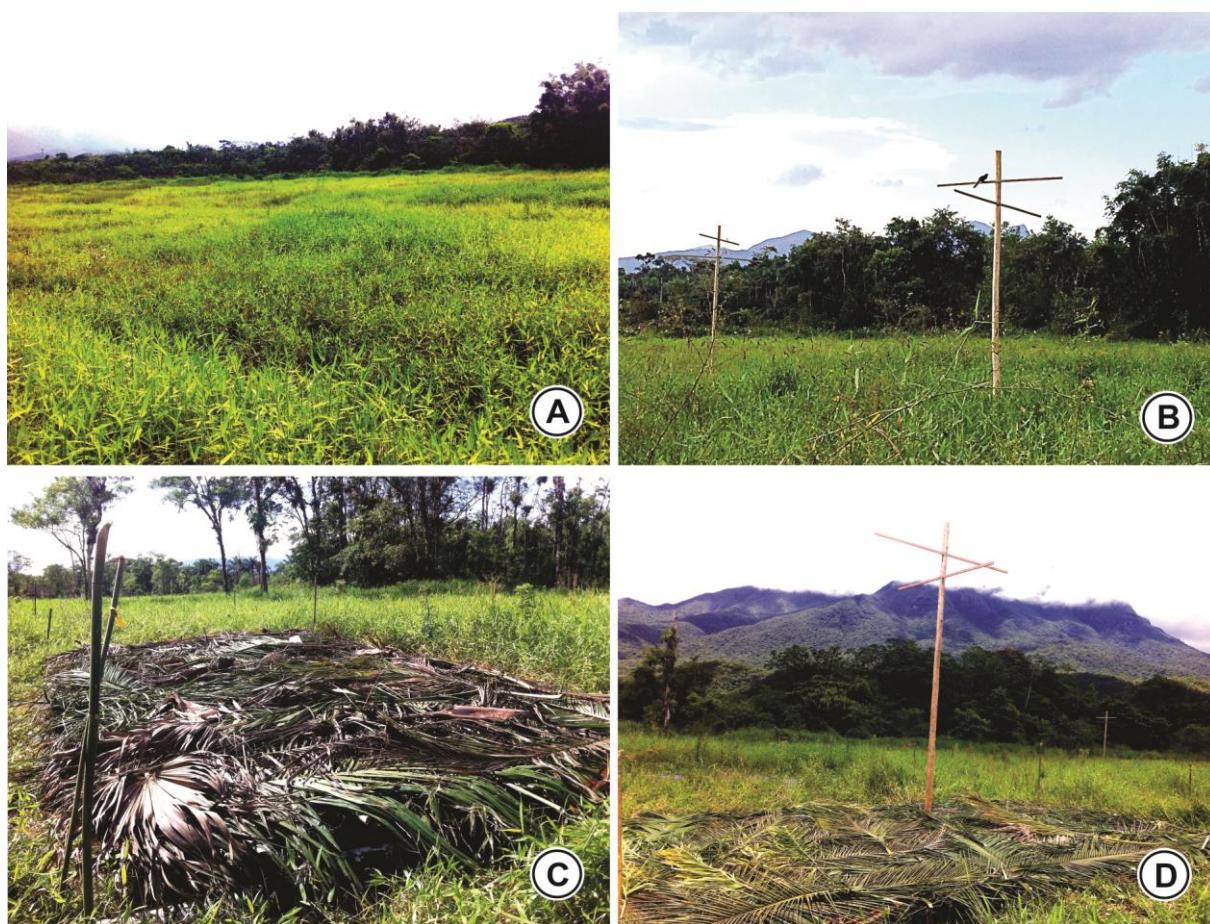


FIGURA 2.1. SITUAÇÃO NO INÍCIO DO EXPERIMENTO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRÊTES-PR: A - ÁREA ANTES DA IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; B - ÁREA APÓS A IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; C - TRATAMENTO GALHARIA; D - TRATAMENTO GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL.

Foram implantadas 12 parcelas de 8 x 5 m (40 m²), correspondentes a três tratamentos e quatro repetições, organizadas segundo delineamento de blocos ao acaso, totalizando área amostral de 480 m² (Figura 2.2.). Os tratamentos foram:

1. Galharia (G): roçada rente ao solo com máquina costal na área da parcela, deixando-se o resíduo sobre o solo, logo seguida de arranjo de resíduos de material vegetal (Figura 2.1-C). A galharia foi formada por sete camadas e alcançou altura final aproximada de 0,50 m. As camadas foram arranjadas com a seguinte ordem: toretes de madeira e pupunha; varas de bambu sem folhas; costaneiras de madeira e varas de bambu sem folhas em sentido transversal à camada anterior; folhas de palmeiras; varas de bambu sem folhas; varas de bambu com folhas em sentido transversal à camada anterior; folhas de palmeira (Figura 2.3).
2. Galharia + poleiro artificial (G+P): esse tratamento é semelhante ao anterior, acrescentando-se, contudo, um poleiro artificial no centro da parcela (Figura 2.1-D). O poleiro foi formado por uma haste de eucalipto tratada, com 5 m de altura, enterrada a 1 m de profundidade no solo. Em sua porção superior foram colocadas duas varas de 1 m de comprimento, dispostas horizontalmente em relação ao solo, de forma cruzada, distanciadas 40 cm entre si e do ápice do poleiro.
3. Testemunha (T): nenhum tratamento aplicado.

LEGENDA



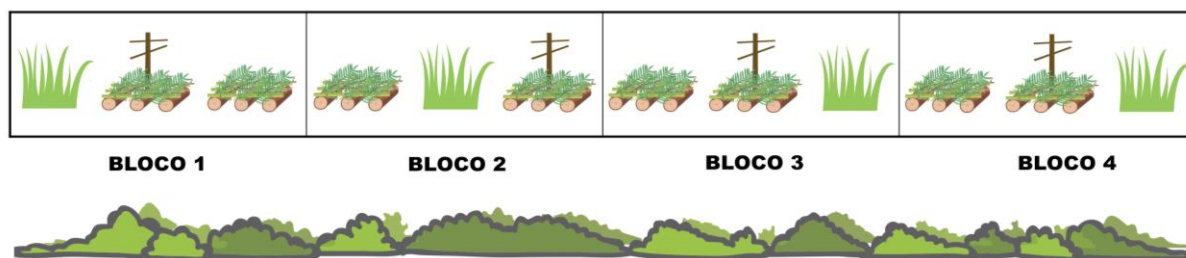
GALHARIA (G)



GALHARIA + POLEIRO (G+P)



TESTEMUNHA (T)



ESTRADA

FIGURA 2.2. CROQUI DO CONJUNTO DE TRATAMENTOS ORGANIZADOS DENTRO DE BLOCOS AO ACASO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

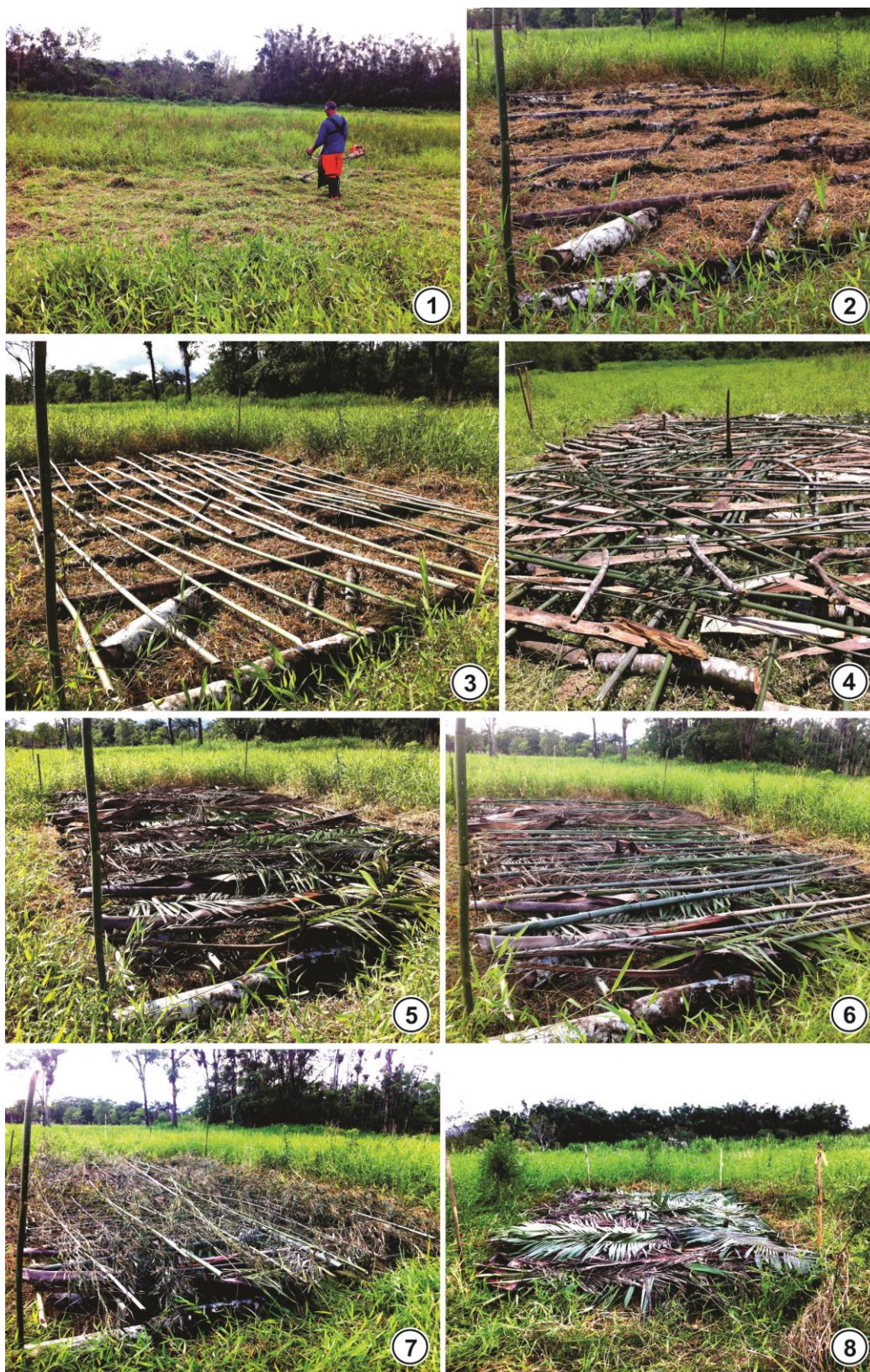


FIGURA 2.3. SEQUÊNCIA DE MONTAGEM DO TRATAMENTO GALHARIA (1-8). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

As avaliações ocorreram aos 4, 8, 12, 18 e 24 meses após a instalação do experimento em fevereiro de 2014. Realizou-se a contagem e identificação de todos os indivíduos arbustivos e arbóreos encontrados, os quais posteriormente foram classificados quanto à sua origem em nativa ou exótica (JARDIM..., 2016). As espécies lenhosas foram também separadas por síndromes de dispersão de propágulos em zoocóricas, anemocóricas e autocóricas (VAN DER PIJL, 1982), e por categorias sucessionais em pioneiras, secundárias e climácicas (BUDOWSKI, 1965).

Para a avaliação das espécies herbáceas, foi feita a estimativa visual do percentual de cobertura do solo utilizando-se um gabarito de 0,50 x 0,50 m (quadrante), alocado sequencialmente ao longo de uma subparcela de 0,50 x 5 m localizada no centro da parcela de 8 x 5 m, resultando em 10 pontos amostrais ou quadrantes (Figura 2.4). Na estimativa do percentual de cobertura foram consideradas três classes: gramíneas (família Poaceae), outras ervas espontâneas e ausência de vegetação. Analisou-se também o percentual de reocupação das gramíneas a partir das bordas das parcelas em direção ao centro, ou seja, conforme os quadrantes (Q) de 1 a 10, sendo Q5 e Q6 o centro da parcela, e Q1 e Q10 as bordas. As espécies herbáceas foram identificadas e classificadas segundo sua origem em nativas e subespontâneas (ruderais, cosmopolitas e exóticas) (JARDIM..., 2016), e conforme a síndrome de dispersão (VAN DER PIJL, 1982). Realizou-se também o cálculo da frequência de ocorrência (%) para cada espécie herbácea por tratamento ao longo das avaliações. O percentual de ocorrência foi calculado em função das quatro repetições de cada tratamento em cada avaliação, por meio da fórmula: $\%fo = (Ni/N) \times 100$; onde %fo = frequência de ocorrência de cada espécie; Ni = número de repetições com a presença da espécie i; N = número total de repetições em cada tratamento.



FIGURA 2.4. AVALIAÇÃO DO PERCENTUAL DE COBERTURA POR HERBÁCEAS AO LONGO DA SUBPARCELA DE 0,50 x 5 m. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

A homogeneidade das variâncias foi verificada por meio do teste de Bartlett e, posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância, em um modelo de parcelas subdivididas no tempo. As parcelas principais corresponderam aos três tratamentos e as subparcelas aos cinco períodos avaliados. Em situações de significância estatística ($p < 0,05$), as médias das variáveis estudadas foram submetidas ao teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.3. RESULTADOS

Aos dois anos após a instalação do experimento havia 161 indivíduos lenhosos em todos os tratamentos (Tabela 2.1). Foram identificadas quatro espécies, pertencentes às famílias Asteraceae, Onagraceae e Verbenaceae, com destaque para *Vernonanthura beyrichii* (Less.) H.Rob. que representou 87% dos indivíduos. Apesar do uso de poleiros artificiais, não foram encontradas espécies lenhosas de dispersão zoocórica.

TABELA 2.1. ESPÉCIES LENHOSAS DE REGENERAÇÃO NATURAL APÓS 24 MESES, NO CONJUNTO DE PARCELAS DE 40 m². TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Família/espécie	NI	FV	OR	CS	SD	G	G+P	T
Asteraceae	142							
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	2	Arb	Nat	Pi	Ane	1	0	1
<i>Vernonanthura beyrichii</i> (Less.) H.Rob.	140	Arb	Nat	Pi	Ane	28	46	66
Onagraceae	16							
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	16	Arb	Nat	Pi	Aut	6	4	6
Verbenaceae	3							
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	3	Arb	Sub	Pi	Ane	3	0	0
Total	161					38	50	73

NI = número de indivíduos; FV = forma de vida; OR = origem; CS = categoria sucessional; SD = síndrome de dispersão; Arb = arbustiva; Nat = nativa; Sub = subespontânea; Pi = pioneira; Ane = anemocórica; Aut = autocórica.

A maior abundância de plantas lenhosas foi observada aos oito meses, com redução nos períodos subsequentes, não havendo interação com os tratamentos aplicados (Tabela 2.2).

TABELA 2.2. DENSIDADE DE LENHOSAS m⁻² AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Tratamentos	4 meses	8 meses	12 meses	18 meses	24 meses	Médias
G	0,04	0,38	0,18	0,24	0,24	0,22 a
G+P	0,03	0,41	0,24	0,29	0,31	0,26 a
T	0,03	0,86	0,46	0,29	0,46	0,42 a
Médias	0,03 C	0,55 A	0,29 B	0,27 B	0,34 B	

CV (tratamentos) = 100,95% / CV (avaliações) = 55,18%

CV = coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em relação ao percentual de gramíneas, verificou-se diferença significativa apenas na primeira avaliação, aos quatro meses (Tabela 2.3), quando o tratamento galharia apresentou o menor percentual (55,75%), diferindo estatisticamente dos outros tratamentos e períodos avaliados. Nas demais avaliações o percentual de gramíneas manteve-se elevado, superior a 70%, evidenciando seu crescimento acentuado no interior das parcelas (Figura 2.5).

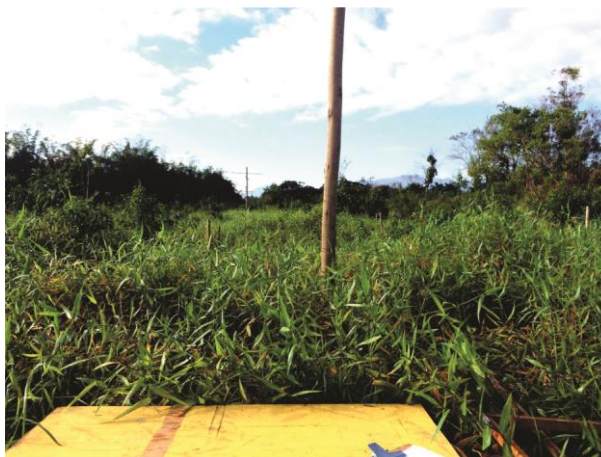


FIGURA 2.5. PARCELA DE GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL REOCUPADA POR GRAMÍNEAS *Urochloa* AOS 24 MESES DE AVALIAÇÃO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

O percentual de ervas espontâneas mostrou-se pequeno, em razão da competição com as espécies gramíneas, com valores em geral menores que 20% (Tabela 2.3). Diferenças significativas entre tratamentos foram observadas apenas na primeira avaliação, na qual a galharia apresentou o maior percentual de ervas espontâneas (34,88%). O percentual de espaço sem vegetação permaneceu abaixo de 10% para todos os tratamentos e ao longo de todas as avaliações.

TABELA 2.3. COBERTURA POR GRAMÍNEAS E ERVAS ESPONTÂNEAS (%) AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Gramíneas (%)						
Tratamentos	4 meses	8 meses	12 meses	18 meses	24 meses	Médias
G	55,75 b B	76,63 a A	81,13 a A	82,75 a A	83,38 a A	76,32
G+P	77,00 a A	83,88 a A	87,38 a A	88,88 a A	83,50 a A	84,13
T	83,00 a A	74,13 a A	81,38 a A	84,88 a A	78,00 a A	80,28
Médias	72,58	78,21	83,29	85,50	81,63	
CV (tratamentos) = 21,92% / CV (avaliações) = 9,77%						

Ervas Espontâneas (%)						
Tratamentos	4 meses	8 meses	12 meses	18 meses	24 meses	Médias
G	34,88 a A	20,00 a B	18,00 a B	17,25 a B	16,63 a B	21,35
G+P	18,38 ab A	15,13 a A	11,88 a A	11,25 a A	16,50 a A	14,63
T	14,13 b A	22,88 a A	18,25 a A	15,13 a A	22,13 a A	18,50
Médias	22,46	19,33	16,04	14,54	18,42	

CV (tratamentos) = 91,87% / CV (avaliações) = 37,73%

CV = coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A análise da reocupação das parcelas pelas gramíneas (Figura 2.6) revela que o fenômeno é rápido e desde a primeira avaliação, o percentual de gramíneas é similar entre as bordas e centro das parcelas, em todos os tratamentos. A partir de oito meses, os dados estabilizam-se e não há qualquer distinção entre tratamentos ou posição.

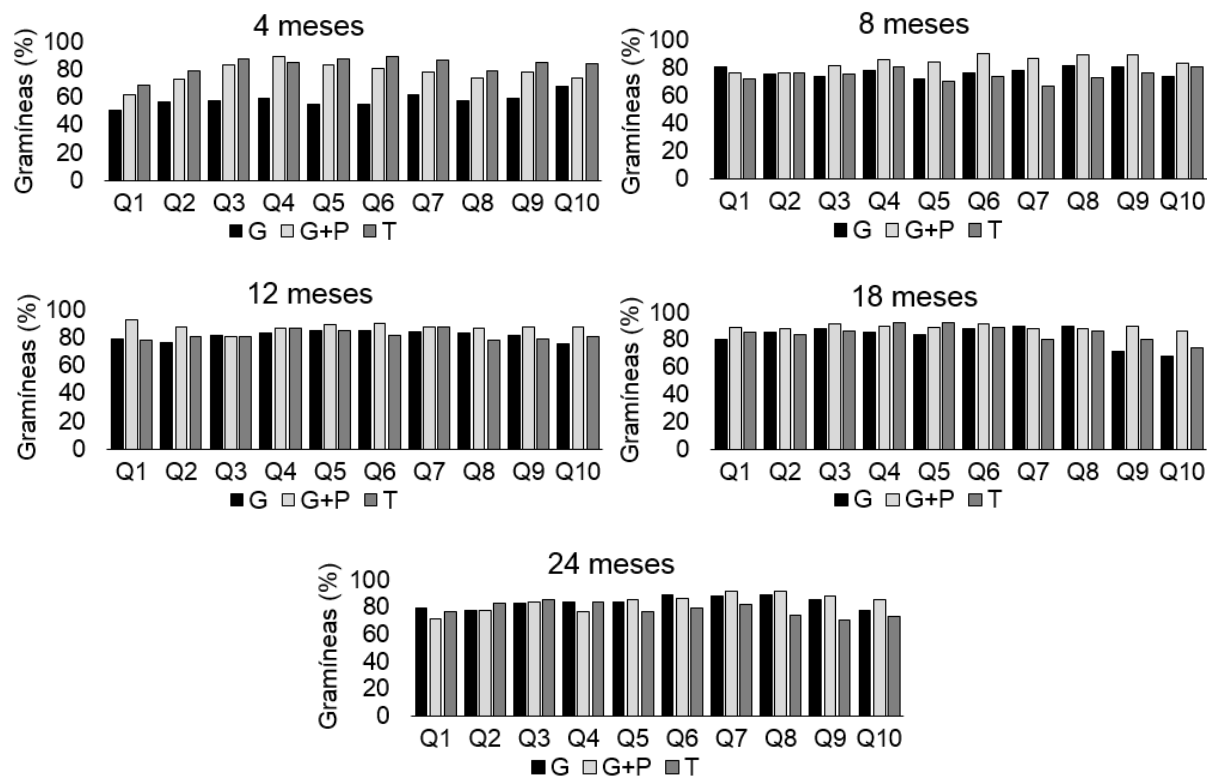


FIGURA 2.6. COBERTURA POR GRAMÍNEAS (%) A PARTIR DAS BORDAS DAS PARCELAS (Q1 E Q10) EM DIREÇÃO AO CENTRO (Q5 E Q6), AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Foram identificadas 35 espécies herbáceas, pertencentes a 20 famílias, sendo Asteraceae, Cyperaceae e Poaceae as com maior número de espécies (Tabela 2.4). Em relação à frequência de ocorrência, destacaram-se *Urochloa subquadriflora*, *Urochloa decumbens*, *Commelina diffusa* e *Mikania micranta*, seguidas de *Sphagneticola trilobata*, *Desmodium triflorum* e *Diodia saponariifolia*.

TABELA 2.4. FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA (%) DAS ESPÉCIES HERBÁCEAS AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: GALHARIA (G), GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL (G+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

	conclusão														
Família/ nome científico	G					G+P					T				
	Avaliações (meses)														
	4	8	12	18	24	4	8	12	18	24	4	8	12	18	24
Oxalidaceae															
<i>Oxalis debilis</i> Kunth	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
Phyllanthaceae															
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
Plantaginaceae															
<i>Scoparia dulcis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0
Poaceae															
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	100	100	100	100	100	50	100	100	100	100	75	100	100	100	100
<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Urochloa subquadrifara</i> (Trin.) R.D.Webster	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Rubiaceae															
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Borreria palustris</i> (Cham. & Schltdl.) Bacigalupo & E. L. Cabral.	75	50	25	0	0	50	50	25	25	0	100	75	0	0	25
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	100	50	25	25	0	75	75	25	50	25	75	100	50	50	25
Umbelliferae															
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urban	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	50	0	0	0
Urticaceae															
<i>Phenax sonneratii</i> (Poir.) Wedd.	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verbenaceae															
<i>Verbena litoralis</i> Kunth.	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0

4.4. DISCUSSÃO

Vernonanthura beyrichii, que se destacou, é frequente entre as primeiras espécies a se estabelecerem após o abandono de pastagens, geralmente com densidade superior às demais lenhosas (CHEUNG *et al.*, 2009; SCHEER *et al.*, 2009). Ela avulta, sobretudo, nas áreas em início de regeneração natural próximas ao local do

estudo, onde é visualizada formando densos agrupamentos com cerca de 2,5 m de altura. No experimento, apesar de ter sido uma das primeiras espécies a aparecer, os agrupamentos são pequenos e esparsos, em decorrência do efeito supressor das gramíneas. Por tratar-se de uma arbustiva importante no início da regeneração, o favorecimento seletivo (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009) de *Vernonanthura beyrichii* pode ser uma ferramenta para facilitar o estabelecimento de outras espécies (GALINDO *et al.*, 2017).

A maior densidade de plantas lenhosas aos oito meses ocorreu, possivelmente, devido à roçada das gramíneas das parcelas tratadas, possibilitando o incremento de propágulos de espécies arbustivas quando, após o inverno, as temperaturas amenas favoreceram sua germinação. Após esse período, entretanto, os tratamentos não foram eficazes em conter o crescimento das gramíneas. Essas reinvidiram as parcelas, crescendo sobre a estrutura da galharia e, provavelmente, causaram a morte de outras espécies que começavam a se estabelecer. Sementes de espécies como as de *Urochloa*, podem permanecer dormentes e viáveis no solo por vários anos (MILES; VALLE, 1998), reduzindo o estabelecimento de outras plantas (SEVERINO *et al.*, 2006; IKEDA *et al.*, 2007). Como agravante, muitas gramíneas, como a espécie dominante na área (*Urochloa subquadriflora*), propagam-se por meio vegetativo, favorecendo o recobrimento rápido da área (KISSMANN; GROTH, 1997).

A densidade de espécies lenhosas em cada tratamento foi menor que a encontrada em outros trabalhos, realizados em áreas sem vegetação inibidora da regeneração natural (MIRANDA NETO *et al.*, 2010; MARCUZZO *et al.*, 2013; OLIVEIRA, 2013; ABREU, 2014). A ausência de *seedbed* favorável à germinação das sementes e desenvolvimento das plântulas em pastagens dificulta a expansão de espécies lenhosas para além dos fragmentos florestais próximos (HOLL, 1998; COSTA *et al.*, 2013).

Em pastagens, a galharia deve conter a invasão das gramíneas pelo sombreamento e, ao mesmo tempo, permitir o desenvolvimento de plântulas no seu interior, à medida que haja decomposição gradual dos materiais utilizados (MARCUIZZO *et al.*, 2013). Com o crescimento das gramíneas sobre a galharia, entretanto, e consequente redução da quantidade de luz incidente sobre o solo, muitas sementes

deixam de germinar, e não há recrutamento de novas plântulas (FOSTER; GROSS, 1998; REINHART *et al.*, 2006). Resultados semelhantes foram obtidos com parcelas de 1 m² de transposição do banco: apesar do incremento inicial de novas espécies, houve invasão acentuada de gramíneas nas parcelas, exigindo controle constante do entorno; as parcelas, assim que deixadas sem manutenção, foram rapidamente invadidas (SOARES, 2009; SOARES, 2012). Nota-se, portanto, que faltam prescrições claras sobre a aplicação de algumas práticas apregoadas como métodos de nucleação, para que elas possam culminar com o estabelecimento de espécies lenhosas nativas. Para a escolha da tática de nucleação a ser adotada, devem ser considerados a vinculação com o uso da terra e tratos culturais associados. No caso de pastagens abandonadas, o efeito inibidor das gramíneas sobre a regeneração natural é variável de acordo com as espécies forrageiras, tempo de uso da pastagem e manejo adotado. Quanto maior o potencial inibidor associado, maiores devem ser os núcleos e os esforços para conter a competição de gramíneas e permitir o estabelecimento da regeneração.

Os efeitos de gramíneas do gênero *Urochloa* decorrem de características como elevada eficiência fotossintética devido ao metabolismo C4, alto vigor competitivo, adaptando-se bem nas mais variadas condições de solo e, em algumas espécies, atividade alelopática, inibidora da germinação de sementes e desenvolvimento das plantas (BARBOSA *et al.*, 2008). Sua dispersão eficaz de sementes e elevada propagação vegetativa permitem o recobrimento rápido do solo (SEIFFERT, 1984; MILES; VALLE, 1998; SOUZA FILHO *et al.*, 2005), com grande produção de biomassa, a qual permanece elevada após o abandono da pastagem, podendo chegar a alturas de 1,5 m ou mais (CHEUNG *et al.*, 2009; WEIDLICH, 2011). As baixas riqueza e densidade de espécies lenhosas em pastagens de *Urochloa* se mantem enquanto há elevada densidade de gramíneas e consequente acúmulo de biomassa sobre o solo, sendo a sucessão natural bastante lenta ou mesmo inexistente (CHEUNG *et al.*, 2010).

As duas espécies de maior frequência de ocorrência neste experimento, *Urochloa subquadriflora* e *Urochloa decumbens*, são originárias da África e foram introduzidas no Brasil como forrageiras, tornando-se posteriormente invasoras muito agressivas. São plantas perenes, bastante vigorosas, reproduzindo-se facilmente por meio vegetativo a partir de estolões, que são formados em abundância (KISSMANN;

GROTH, 1997). Estudos reportam que a alta quantidade de biomassa produzida por *Urochloa subquadrifida*, aliada à presença de compostos alelopáticos, resistência a extensos períodos de seca e a elevada capacidade de germinação em baixa intensidade luminosa, incrementam seu poder competitivo (TEUTON *et al.*, 2004; MORMUL *et al.*, 2010). Igualmente, *Urochloa decumbens* destaca-se por estar entre as forrageiras mais conhecidas e amplamente utilizadas no Brasil, figurando entre as principais espécies invasoras que dificultam a regeneração natural em ecossistemas degradados. Esta espécie apresenta taxa de germinação bastante irregular, a qual ocorre durante muitos meses a cada ano e até mesmo em profundidades consideráveis, dificultando o seu controle químico (KISSMANN; GROTH, 1997; LORENZI, 2008).

Em pesquisas sobre custos de implantação de transposição do solo, galharia e poleiro artificial, para substituição de talhões de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e restauração de clareiras abertas pela exploração petrolífera, verificou-se que embora ocorra incremento inicial de plântulas, as atividades de limpeza da área para supressão das gramíneas são as que mais consomem recursos financeiros (BECHARA *et al.*, 2007; BENTO *et al.*, 2013). Em pastagens caracterizadas por vegetação fortemente inibidora, maiores esforços são necessários com atividades de limpeza da área, e as metodologias envolvidas na indução da regeneração natural devem ser combinadas para superar tanto barreiras dispersivas como competitivas, sem o que espécies nativas terão pouca probabilidade de sobreviver (TOMAZI *et al.* 2010; REID; HOLL, 2013).

4.5. CONCLUSÕES

Inicialmente, a galharia reduz gramíneas do gênero *Urochloa*. Entretanto, com o decorrer do tempo, este efeito deixa de existir, devido ao rápido e agressivo crescimento vegetativo de *Urochloa* a partir das bordas das parcelas, dificultando a retomada da vegetação nativa. O uso associado de poleiros artificiais não possibilita incremento significativo de plantas lenhosas ou outras herbáceas, provenientes da

chuva de sementes. Apesar de galharia e poleiros artificiais serem práticas nucleadoras, a recuperação efetiva de pastagens formadas por gramíneas inibidoras exige medidas adicionais que promovam o controle das gramíneas.

REFERÊNCIAS

ABREU, T. S. S. **Dinâmica florestal e aplicação de técnicas nucleadoras para restauração ecológica em área de preservação permanente da fazenda experimental da Universidade Federal da Grande Dourados, MS.** 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2014.

BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 625-631, 2008.

BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 9-11, 2007.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; LEMUS-ALBOR, A. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 301-313, 2005.

BENTO, R. A. et al. Activity based costing of the nucleation techniques implemented in forest clearings due to oil exploration in the Central Amazon. **BASE - Revista de Administração e Contabilidade da Unisinos**, v. 10, n. 2, p. 117-129, 2013.

BOCCHESI, R. A. et al. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 3, p. 207-213, 2008.

BUDOWSKI G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista.** São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 35 p.

CHEUNG, K. C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

COSTA, J. R.; MITJA, D.; LEAL FILHO, N. Bancos de sementes do solo em pastagens na Amazônia Central. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 74, p. 115-125, 2013.

ELGAR, A. T. et al. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

FOSTER, B. L.; GROSS, K. L. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. **Ecology**, v. 79, n. 8, p. 2593-2602, 1998.

HARPER, J. L.; WILLIAMS, J. T.; SAGAR, G. R. The behaviour of seeds in soil: I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. **Journal of Ecology**, v. 53, n. 2, p. 273-286, 1965.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.

IAPAR - Instituto Agrônomo do Paraná. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 26 jun. 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE; 2012. 275 p.

IKEDA, F. S.; MITJA, D.; VILELA, L. Carmona R. Banco de sementes no solo em sistemas de cultivo lavoura-pastagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 11, p. 1545-1551, 2007.

KARIA, C. T.; DUARTE, J. B.; ARAÚJO, A. C. G. **Desenvolvimento de cultivares do gênero *Brachiaria* (trin.). Griseb. no Brasil**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2006. 58 p.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. 895 p.

Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>. Acesso em: 10 Ago. 2016.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 672 p.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 39-48, 2013.

MILES, J. W.; VALLE, C. B. **Brachiaria: biología, agronomía y mejoramiento**. Cali: CIAT, 1998. 312 p.

MIRANDA NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1035-1043, 2010.

MORMUL, R. P. et al. Aquatic macrophytes in the large, subtropical Itaipu Reservoir, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 58, p. 1437-1452, 2010.

OLIVEIRA, A. J. F. **Recuperação de uma área degradada do cerrado através de modelos de nucleação, galharias e transposição de banco de sementes**. 2013. 116 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival \neq Survival. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 2, p.153-155, 2013.

REINHART, K. O. et al. Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success. **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, p. 1821-1831, 2006.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

SCHEER, M. B. et al. Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic rain forest in southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 805-817, 2009.

SEIFFERT, N. F. **Gramíneas forrageiras do gênero *Brachiaria***. Campo Grande: EMBRAPA-CNPQC, 1984. 74 p.

SEVERINO, F. J.; CARVALHO, S. J. P.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Interferências mútuas entre a cultura do milho, espécies forrageiras e plantas daninhas em um sistema de consórcio. III - Implicações sobre as plantas daninhas. **Planta Daninha**, v. 24, n. 1, p. 53-60, 2006.

SOARES, D. Z. **Técnicas de restauração ambiental aplicadas em área antropizada de cerrado na região do Triângulo Mineiro, MG**. 141 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

SOARES, S. M. P. **Banco de sementes, chuva de sementes e o uso de técnicas de nucleação na restauração ecológica de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora* P. BEAUV.** 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.

SOUZA FILHO, A. P. S.; PEREIRA, A. A. G.; BAYMA, J. C. Aleloquímico produzido pela gramínea forrageira *Brachiaria humidicola*. **Planta Daninha**, v. 23, n. 1, p. 25-32, 2005.

TEUTON, T. C. et al. Factors affecting seed germination of tropical signalgrass (*Urochloa subquadriflora*). **Weed Science**, v. 52, n. 3, p. 376-381, 2004.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Revista Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 125-135, 2010.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982. 161 p.

VERGÍLIO, P. C. B. et al. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1158-1163, 2013.

WEIDLICH, E. W. A. **Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas e competição com *Brachiaria humidicola* em área de restauração de floresta fluvial**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

WIJDEVEN, S. M. J.; KUZEE, M. E. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 414-424, 2000.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.

5. CAPÍTULO IV: RESTAURAÇÃO FLORESTAL SOB DIFERENTES METODOLOGIAS DE NUCLEÇÃO EM PASTAGEM DE *Urochloa*

RESUMO

A conversão de florestas em pastagens constitui situação comum nas paisagens tropicais e subtropicais, com significativas modificações florísticas e estruturais da vegetação. Na restauração ecológica, o estabelecimento de espécies lenhosas está inversamente relacionado à dominância por herbáceas forrageiras. Com base nisso, comparou-se os métodos poleiro artificial, galharia, solarização do solo e herbicida, como métodos únicos ou combinados, em pastagem abandonada com gramíneas inibidoras do gênero *Urochloa*, visando o estabelecimento da regeneração natural. O experimento foi conduzido entre fevereiro/2014 e fevereiro/2016 em Morretes-PR, na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Foram implantadas 28 parcelas de 8 x 5 m correspondentes a sete tratamentos e quatro repetições, organizadas segundo delineamento em blocos ao acaso. Os tratamentos foram: herbicida, herbicida + poleiro, solarização, solarização + poleiro, galharia + herbicida, galharia + herbicida + poleiro e testemunha. As avaliações ocorreram aos 4, 8, 12, 18 e 24 meses após a instalação, realizando-se contagem e identificação das espécies lenhosas regenerantes e estimativa visual do percentual de cobertura por herbáceas. Inicialmente, a galharia e a solarização reduzem as gramíneas *Urochloa*; entretanto, com o decorrer do tempo, os efeitos iniciais deixam de existir devido ao rápido crescimento de *Urochloa* a partir das bordas das parcelas. O uso de poleiros nesses tratamentos não possibilita um incremento significativo de outras espécies, devido à permanência das condições inibidoras ao estabelecimento das plântulas. O herbicida é eficiente para remover a gramínea; contudo, o recrutamento de espécies lenhosas somente é satisfatório com o uso de poleiros para atração de fauna dispersora.

Palavras-chave: cama de sementes, galharia, gramínea inibidora, herbicida, poleiro artificial, solarização do solo.

FOREST RESTORATION BY DIFFERENT NUCLEATION TECHNIQUES IN *Urochloa* GRASSLAND

ABSTRACT

Conversion of forests to pastures is a common situation in tropical and subtropical landscapes, with strong floristic and structural changes in vegetation. In ecological restoration, the establishment of woody species is inversely related to the dominance of herbaceous forage. Based on this, we compared artificial perch, brushwood, soil solarization and herbicide, as single or combined techniques, in abandoned pasture with inhibitory grasses of genus *Urochloa*, aiming the establishment of natural regeneration. Field work was conducted between February 2014 and February 2016 in Morretes-PR, in an area of lowland evergreen rain forest. We established 28 plots of 8 x 5 m, corresponding to seven treatments and four repetitions, organized according to randomized block and split-plot design. The treatments were: herbicide, herbicide + perch, solarization, solarization + perch, brushwood + herbicide, brushwood + herbicide + perch and control treatment. Evaluations occurred 4, 8, 12, 18, and 24 months after the experiment was installed by counting and identifying regenerating woody species and visually estimating the percentage of herbaceous cover. In the beginning, brushwood and soil solarization reduced the *Urochloa* grasses; however, over time the initial effects ceased to exist due to the rapid growth of *Urochloa* at the edges of the plots. The use of perches in these treatments did not cause a significant increase in other species, due to the persistence of inhibiting conditions for seedling establishment. Herbicide was effective for removing grasses; however, the recruitment of woody species was only satisfactory through the use of perches which attracted seed dispersers.

Keywords: seedbed, brushwood, inhibitory grass, herbicide, artificial perch, soil solarization.

5.1. INTRODUÇÃO

A conversão de florestas em pastagens constitui situação comum nas paisagens tropicais e subtropicais. No litoral do Paraná, esse processo iniciou-se em 1950, principalmente por forrageiras do gênero *Urochloa*, com significativas modificações florísticas e estruturais da vegetação (CHEUNG *et al.*, 2009). Na restauração ecológica de pastagens, o estabelecimento da vegetação lenhosa está inversamente relacionado à presença de herbáceas forrageiras (BOCCHESE *et al.*, 2008; CHEUNG *et al.*, 2010), devido às condições desfavoráveis na cama de sementes (*seedbed*) criado pela presença de gramíneas inibidoras (CARPANEZZI, 2005; ELGAR *et al.*, 2014).

Visando reduzir os custos e a complexidade operacional envolvida nos sistemas tradicionais de plantios de mudas florestais (NAVE *et al.*, 2009; BAGGIO *et al.*, 2013; CHAZDON; URIARTE, 2016), métodos embasados em nucleação (YARRANTON; MORRISON, 1974) têm sido considerados uma alternativa de restauração (HOLL *et al.*, 2016), despertando interesse crescente. A partir de um ponto na matriz a restaurar, os mecanismos de regeneração natural promovem a reocupação crescente do entorno por espécies nativas, reinstalando o processo sucessional (JANZEN, 1988). O ponto inicial, ou núcleo, pode ter natureza variada: uma árvore isolada, um pequeno grupo de árvores, um poleiro artificial, entre outros.

Como a disponibilidade de sementes é fortemente dependente da sua dispersão (LEVINE; MURRELL, 2003), os poleiros artificiais têm sido utilizados como forma de propiciar a chegada de propágulos em ambientes perturbados, por meio da atração de aves dispersoras (REIS *et al.*, 2010). Em pastagens, as ações devem ser combinadas para superar tanto barreiras dispersivas como competitivas, sem as quais as sementes dispersas terão pouca probabilidade de sobreviver (TOMAZI *et al.*, 2010; REID; HOLL, 2013). Para que as sementes depositadas abaixo dos poleiros encontrem condições adequadas (*safe sites*) para germinar e se estabelecer, tem sido sugerida a adição de práticas de melhoria da cama de sementes: roçada e capina de gramíneas agressivas, deixando-se a cobertura morta sobre o solo; roçada e cobertura do solo com resíduos lenhosos, como troncos, galhos e restos de poda, prática chamada galharia (REIS *et*

al., 2003; CARPANEZZI; NICODEMO, 2009); aplicação de herbicida seletivo para o controle de gramíneas na base do poleiro (ELGAR *et al.*, 2014; GALINDO *et al.*, 2017); e solarização do solo por lona plástica com aditivo anti-UV (LAMBRECHT; D'AMORE, 2010).

A galharia e a solarização do solo são métodos não químicos que visam criar um ambiente favorável à regeneração por espécies nativas, sendo apontadas como metodologias baratas e não danosas ao meio ambiente (REIS *et al.*, 2003; LAMBRECHT; D'AMORE, 2010). O uso de herbicidas para controle de espécies indesejáveis, quando realizado de forma correta, torna-se também uma ferramenta da restauração que permite eficácia e redução dos custos (ZALBA; ZILLER, 2007; GALINDO *et al.*, 2017).

Dessa forma, objetivou-se avaliar a eficiência de galharia, solarização do solo e aplicação de herbicida, com e sem a associação com poleiros artificiais, em área coberta por gramíneas inibidoras do gênero *Urochloa*, visando o estabelecimento da regeneração natural de espécies nativas.

5.2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido entre fevereiro/2014 e fevereiro/2016 na Estação Experimental da Embrapa Florestas, em Morretes, litoral do Paraná (25°26'56"S, 48°52'18"O, 21 m de altitude), na região fitoecológica Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). O relevo é plano; o solo é Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd) gleissólico A moderado, textura argilosa (EMBRAPA, 2006). O clima é classificado por Köppen como Cfa, subtropical úmido, alcançando temperaturas médias próximas a 17 °C nos meses mais frios e 24 °C nos meses mais quentes, com geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas no verão, contudo sem estação seca definida. A precipitação média anual situa-se entre 2.000 e 2.200 mm e a temperatura média anual é próxima a 21 °C (IAPAR, 2015).

Inicialmente, a área foi utilizada para culturas agrícolas e, posteriormente, foi convertida em pastagem da forrageira *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga para a criação de búfalos, permanecendo nessa condição cerca de 15 anos. Após isso, ocorreu abandono da área por 10 anos, quando realizou-se mecanização do solo com uso de lâmina frontal para retirada da vegetação, com consequente decapitação parcial do horizonte A, sendo novamente abandonada por dois anos. Durante os períodos de abandono da pastagem, as gramíneas *Urochloa subquadripara* (Trin.) R.D.Webster e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster invadiram a área, tornando-se dominantes. No começo do experimento, a vegetação possuía predomínio de *Urochloa* (Figura 3.1-A), contendo pequenas manchas de plantas espontâneas. O entorno é predominantemente rural, com fazendas destinadas à pecuária e agricultura, além de muitos fragmentos florestais naturais a 500 m ou menos.

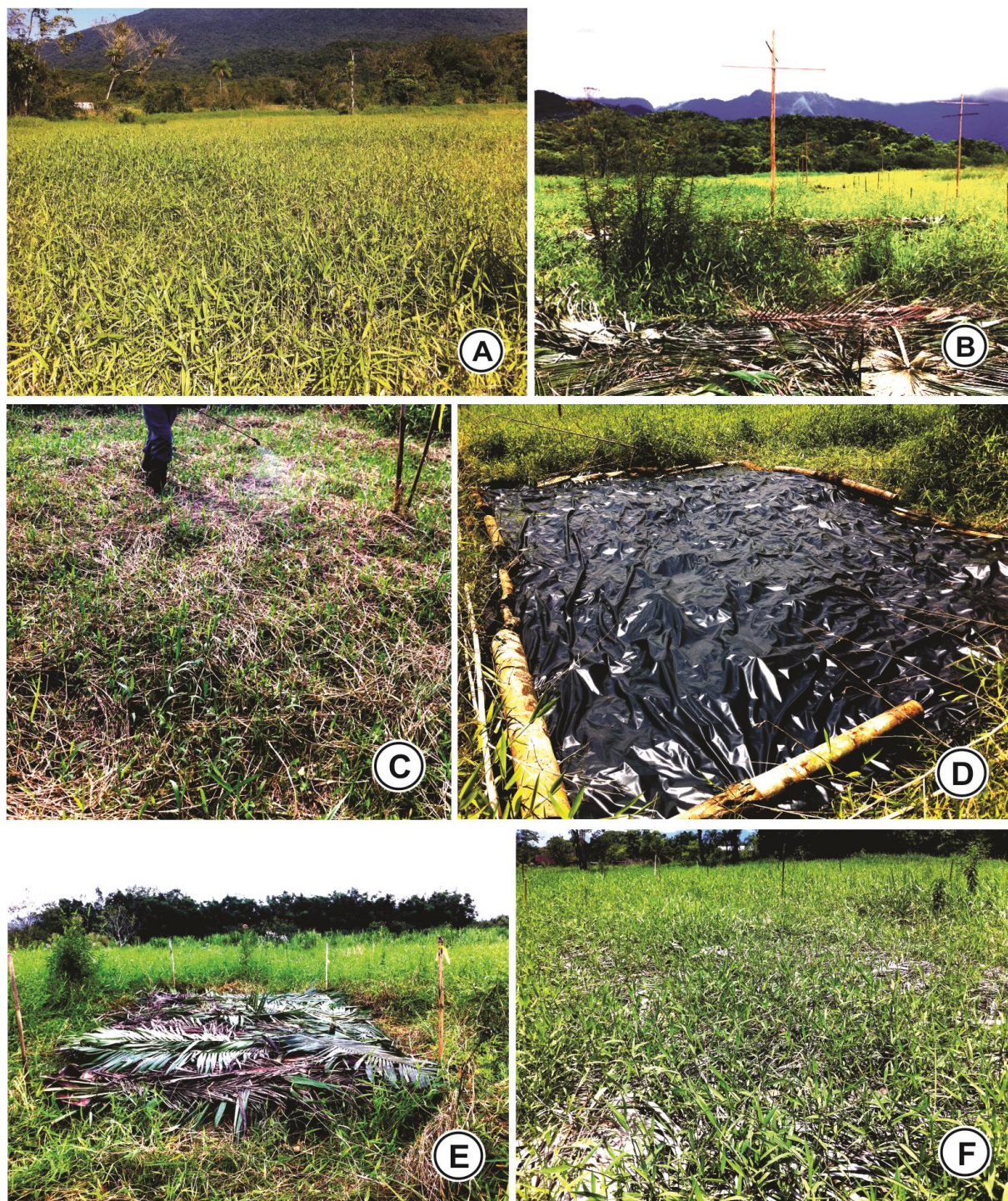


FIGURA 3.1. ETAPA INICIAL DO EXPERIMENTO: A - ÁREA ANTES DA IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; B - ÁREA APÓS A IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO; C - APLICAÇÃO DO TRATAMENTO HERBICIDA; D - TRATAMENTO SOLARIZAÇÃO; E - TRATAMENTO GALHARIA; F - TRATAMENTO GALHARIA COM CRESCIMENTO AGRESSIVO DAS GRAMÍNEAS CIRCUNDANTES, 60 DIAS APÓS A INSTALAÇÃO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Foram implantadas 28 parcelas de 8 x 5 m (40 m²) (Figura 3.1-B), correspondentes a sete tratamentos e quatro repetições, organizadas segundo delineamento em blocos ao acaso (Figura 3.2), totalizando 1.120 m². Em todas as parcelas, com exceção da testemunha, primeiramente foi realizada roçada rente ao solo com máquina costal, deixando o resíduo sobre o solo. Os tratamentos foram:

1. Herbicida (H): aplicação do herbicida pós-emergente Verdict® R (herbicida seletivo do grupo químico ácido ariloxifenoxipropiônico, fabricante Dow AgroSciences S.A.S.) sobre o solo, em área total da parcela, aos 15 dias após a roçada, conforme prescrições do fabricante (62,35 g i.a./ha - 100 L/ha) (Figura 3.1-C). Este herbicida inibe a enzima acetilcoenzima-A carboxilase (ACCase), responsável pela catalização das reações de síntese de ácidos graxos, interrompendo a produção de fosfolipídios necessários à formação das membranas celulares e ao crescimento (MACIEL *et al.*, 2013). Como os herbicidas desse grupo atuam no controle seletivo de plantas monocotiledôneas anuais ou perenes, as gramíneas são particularmente sensíveis ao seu mecanismo de ação (MARCHI *et al.*, 2008). Plantas dicotiledôneas apresentam pouca ou nenhuma reação, pois possuem um tipo diferente de enzima ACCase, não sensível à ação deste grupo (SASAKI *et al.*, 1995).
2. Herbicida + poleiro artificial (H+P): além da aplicação do herbicida sobre o solo, foi instalado um poleiro artificial no centro da parcela, formado por um poste de eucalipto tratado, com 4 m de altura acima do solo. Em sua porção superior foram colocadas duas varas de 1 m de comprimento, dispostas horizontalmente em relação ao solo, de forma cruzada, distanciadas 40 cm entre si e do ápice do poleiro.
3. Solarização do solo (S): aplicação de filme plástico preto com 100 µm de espessura em área total de cada parcela, o qual permaneceu por um período de 60 dias (Figura 3.1-D).
4. Solarização + poleiro artificial (S+P): semelhante ao anterior, acrescentando-se um poleiro artificial no centro da parcela após a remoção do filme plástico.

5. Galharia + herbicida (G+H): arranjo de resíduos vegetais e posterior aplicação do herbicida pós-emergente Verdict® R sobre a estrutura. A galharia foi formada por sete camadas e alcançou altura aproximada de 0,50 m (Figura 3.1-E). As camadas foram arranjadas com a seguinte ordem: toretes de madeira e pupunha; varas de bambu sem folhas; costaneiras de madeira e varas de bambu sem folhas em sentido transversal à camada anterior; folhas de palmeiras; varas de bambu sem folhas; varas de bambu com folhas em sentido transversal à camada anterior; folhas de palmeira (Figura 3.2). Idealizou-se, inicialmente, o tratamento galharia sem herbicida. Entretanto, devido ao crescimento agressivo das gramíneas circundantes, aos 60 dias após a instalação realizou-se uma aplicação sobre a galharia, como forma de amenizar a reinvasão das parcelas (Figura 3.1-F).
6. Galharia + herbicida + poleiro artificial (G+H+P): tratamento semelhante ao anterior, acrescentando-se um poleiro artificial no centro da parcela.
7. Testemunha (T): nenhum tratamento aplicado.

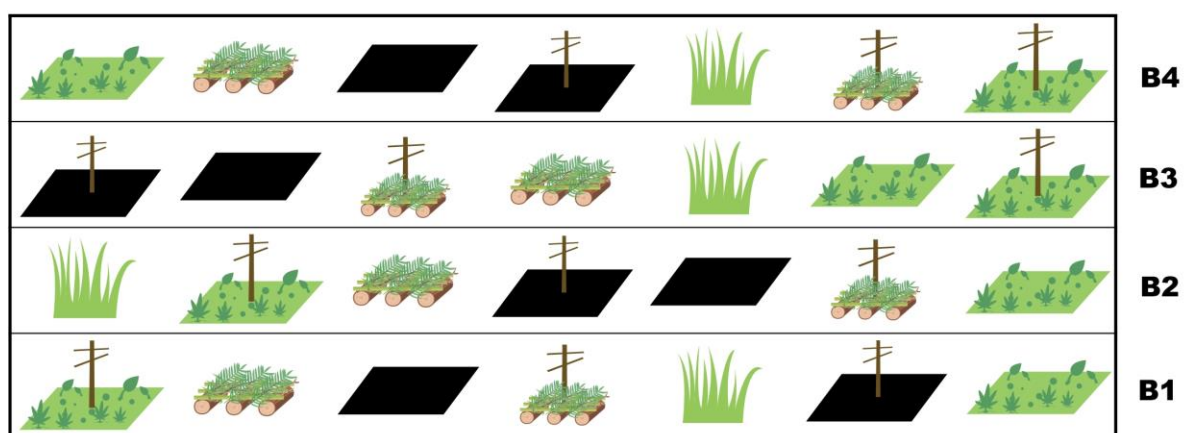
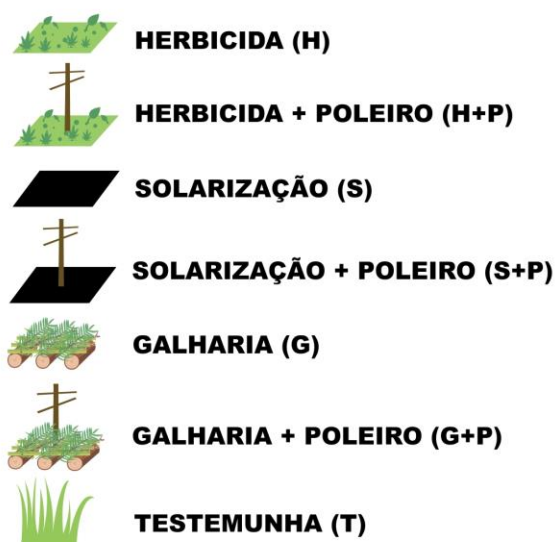
LEGENDA

FIGURA 3.2. CROQUI DO CONJUNTO DE TRATAMENTOS ORGANIZADOS DENTRO DE BLOCOS (B) AO ACASO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

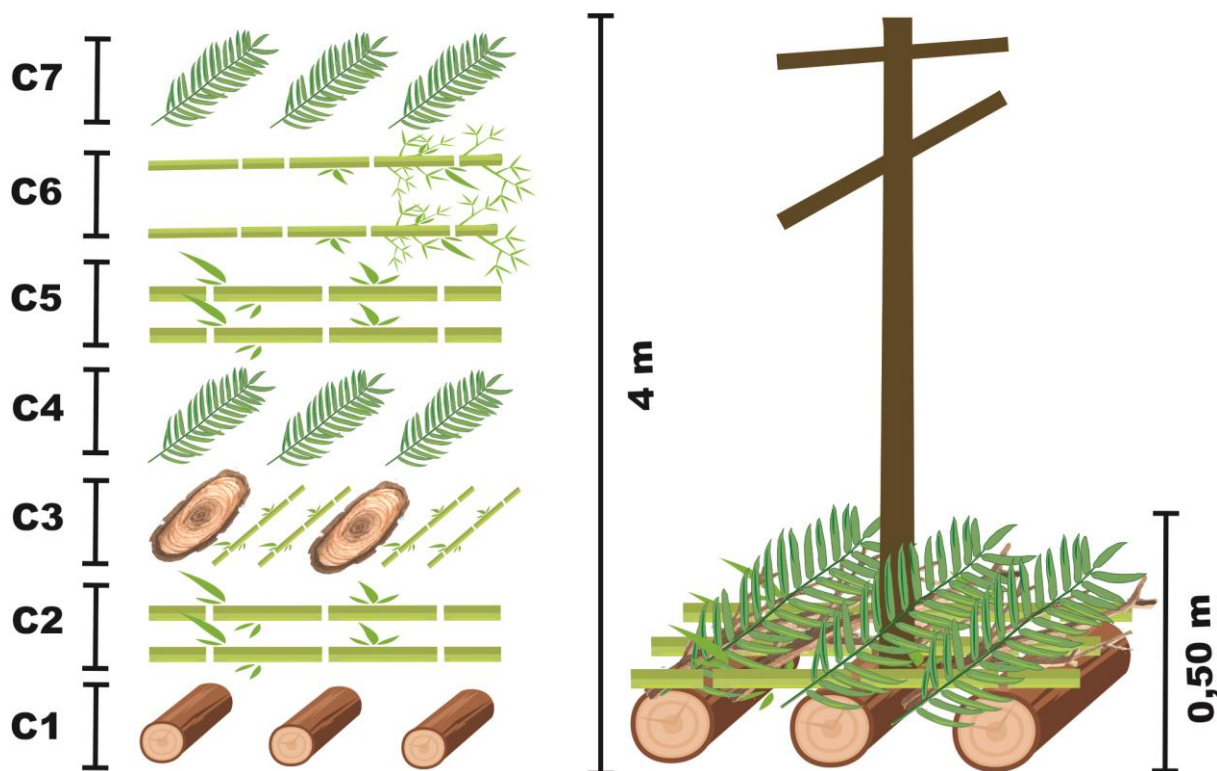


FIGURA 3.3. DESENHO ESQUEMÁTICO ILUSTRANDO AS CAMADAS (C1-7) DE MONTAGEM DO TRATAMENTO GALHARIA + POLEIRO ARTIFICIAL. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

As avaliações ocorreram aos 4, 8, 12, 18 e 24 meses após a instalação do experimento em fevereiro de 2014. Realizou-se a contagem e identificação de todos os indivíduos arbustivos e arbóreos encontrados. As espécies lenhosas foram classificadas quanto à sua origem em nativa e exótica (JARDIM..., 2016); pela síndrome de dispersão de propágulos em zoocóricas, anemocóricas e autocóricas (VAN DER PIJL, 1982); e por categorias sucessionais em pioneiras, secundárias e climácicas (BUDOWSKI, 1965).

Para espécies herbáceas, foi realizada a estimativa visual do percentual de cobertura do solo utilizando-se um gabarito de 0,50 x 0,50 m (quadrante), alocado sequencialmente ao longo de uma subparcela de 0,50 x 5 m localizada no centro da parcela de 8 x 5 m, resultando em 10 pontos amostrais ou quadrantes. Foram consideradas três classes: gramíneas (família Poaceae), outras ervas e ausência de vegetação. Analisou-se também o percentual de reocupação das gramíneas a partir das bordas das parcelas em direção ao centro, segundo os quadrantes (Q) de 1 a 5 (Q1 =

média dos quadrantes 1 e 2; Q2 = média dos quadrantes 3 e 4; Q3 = média dos quadrantes 5 e 6; Q4 = média dos quadrantes 7 e 8; Q5 = média dos quadrantes 9 e 10), sendo Q3 o centro da parcela, e Q1 e Q5 as bordas da parcela. As espécies herbáceas foram identificadas e classificadas segundo sua origem em nativas e subespontâneas (ruderais, cosmopolitas e exóticas) (JARDIM..., 2016) e conforme a síndrome de dispersão (VAN DER PIJL, 1982).

A homogeneidade das variâncias foi verificada por meio do teste de Bartlett e, posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância, em um modelo de parcelas subdivididas no tempo. As parcelas principais corresponderam aos sete tratamentos e as subparcelas aos cinco períodos avaliados. Em situações de significância estatística ($p < 0,05$), as médias das variáveis foram submetidas ao teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5.3. RESULTADOS

Ao final do período experimental havia 2.175 indivíduos lenhosos em todos os tratamentos, distribuídos em 26 espécies e 14 famílias, com destaque para *Vernonanthura beyrichii* (Less.) H. Rob. que representou cerca de 70% do total. Das espécies encontradas, 11 não foram identificadas, pois encontravam-se em estágio de plântula, sendo difícil sua classificação. A maior riqueza foi encontrada no tratamento herbicida + poleiro artificial (Tabela 3.1), onde todas as arbóreas, com exceção de *Sapium glandulosum* (L.) Morong e *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, foram restritas à projeção das hastes dos poleiros (Figura 3.4-D).

Predominou o número de espécies arbóreas sobre arbustivas e, dentre as espécies identificadas, as pioneiras e secundárias. A zoocoria está presente em dez das espécies, a anemocoria em três e a autocoria em duas (Tabela 3.1).

TABELA 3.1. ESPÉCIES LENHOSAS DE REGENERAÇÃO NATURAL APÓS 24 MESES, NO CONJUNTO DE PARCELAS DE 40 m². TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

continua

Família/espécie	NI	FV	OR	CS	SD	H	H+P	S	S+P	G+H	G+H+P	T
Arecaceae	20											
<i>Euterpe edulis</i>	20	Arv	Nat	Cl	Zoo	0	20	0	0	0	0	0
Asteraceae	1711											
<i>Chromolaena maximiliani</i>	138	Arb	Nat	Pi	Ane	80	41	10	3	0	2	2
<i>Vernonanthura beyrichii</i>	1573	Arb	Nat	Pi	Ane	464	691	11	9	66	224	108
Elaeocarpaceae	2											
<i>Sloanea guianensis</i>	2	Arv	Nat	Se	Zoo	0	2	0	0	0	0	0
Euphorbiaceae	3											
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	Arv	Nat	Se	Zoo	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sapium glandulosum</i>	2	Arv	Nat	Se	Zoo	0	2	0	0	0	0	0
Fabaceae	17											
<i>Mimosa bimucronata</i>	17	Arv	Nat	Pi	Aut	4	3	0	1	2	3	4
Lauraceae	11											
Lauraceae 1	11	Arv	nc	nc	nc	0	9	2	0	0	0	0
Meliaceae	1											
<i>Trichilia elegans</i>	1	Arv	Nat	Se	Zoo	0	1	0	0	0	0	0
Myrsinaceae	11											
<i>Myrsine coriacea</i>	11	Arv	Nat	Se	Zoo	1	6	4	0	0	0	0
Myrtaceae	4											
<i>Marlierea tomentosa</i>	1	Arv	Nat	Se	Zoo	0	1	0	0	0	0	0
Myrtaceae 1	1	Arv	nc	nc	nc	0	1	0	0	0	0	0
Myrtaceae 2	1	Arv	nc	nc	nc	0	1	0	0	0	0	0
Myrtaceae 3	1	Arv	nc	nc	nc	0	1	0	0	0	0	0
Onagraceae	88											
<i>Ludwigia octovalvis</i>	88	Arb	Nat	Pi	Ane	80	2	0	2	0	0	4
Salicaceae	35											
<i>Casearia decandra</i>	35	Arv	Nat	Se	Zoo	0	35	0	0	0	0	0
Solanaceae	8											
<i>Acnistus arborescens</i>	8	Arb	Nat	Pi	Zoo	1	3	4	0	0	0	0
Verbenaceae	243											
<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	232	Arb	Sub	Pi	Aut	26	152	21	0	4	11	18
<i>Citharexylum myrianthum</i>	11	Arv	Nat	Se	Zoo	3	6	0	0	1	0	1
Indeterminadas	21											
Indeterminada 1	7	Arv	nc	nc	nc	0	7	0	0	0	0	0
Indeterminada 2	1	Arv	nc	nc	nc	0	1	0	0	0	0	0

TABELA 3.1. ESPÉCIES LENHOSAS DE REGENERAÇÃO NATURAL APÓS 24 MESES, NO CONJUNTO DE PARCELAS DE 40 m². TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

												conclusão
Família/espécie	NI	FV	OR	CS	SD	H	H+P	S	S+P	G+H	G+H+P	T
Indeterminada 3	1	Arv	nc	nc	nc	0	1	0	0	0	0	0
Indeterminada 4	7	Arv	nc	nc	nc	1	6	0	0	0	0	0
Indeterminada 5	2	Arv	nc	nc	nc	0	2	0	0	0	0	0
Indeterminada 6	2	Arv	nc	nc	nc	0	2	0	0	0	0	0
Indeterminada 7	1	Arv	nc	nc	nc	0	1	0	0	0	0	0
Total NI	2175					660	998	52	15	73	240	137
Total espécies	26					9	26	6	4	4	4	6

NI = número total de indivíduos; FV = forma de vida; OR = origem; CS = categoria sucessional; SD = síndrome de dispersão; Arb = arbusto; Arv = árvore; Nat = nativa; Sub = subespontânea; Pi = pioneira; Se = secundária; Cl = climática; Ane = anemocórica; Aut = autocórica; Zoo = zoocórica; nc = não classificada.

A análise de variância revelou que a interação foi significativa para todas as situações estudadas, indicando que os fatores tratamentos e tempo não são independentes. A maior densidade de plantas lenhosas foi observada nos tratamentos herbicida e herbicida + poleiro (Figura 3.4-C), com os maiores valores aos 18 meses (5,23 lenhosas m⁻²) e 24 meses (6,24 lenhosas m⁻²), respectivamente. Os tratamentos solarização e galharia, com e sem poleiro, apresentaram reduzido número de lenhosas, mesmo em comparação ao tratamento testemunha (Tabela 3.2) (Figura 3.4-A e B).

TABELA 3.2. DENSIDADE DE LENHOSAS m^{-2} AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Arbóreas e Arbustivas							
Tratamentos	4 meses	8 meses	12 meses	18 meses	24 meses	Médias	
H	0,00 a C	3,63 a B	4,64 a AB	5,23 a A	4,13 a AB	3,53	
H+P	0,00 a C	4,55 a B	4,32 a B	3,88 a B	6,24 a A	3,80	
S	0,06 a A	0,36 b A	0,29 b A	0,24 b A	0,36 b A	0,26	
S+P	0,01 a A	0,04 b A	0,09 b A	0,09 b A	0,09 b A	0,07	
G+H	0,00 a A	0,58 b A	0,89 b A	0,39 b A	0,48 b A	0,47	
G+H+P	0,01 a B	1,08 b AB	2,13 ab A	0,85 b AB	1,50 b AB	1,11	
T	0,06 a A	1,03 b A	1,15 b A	0,38 b A	0,86 b A	0,69	
Médias	0,02	1,61	1,93	1,58	1,95		

CV (tratamentos) = 143,92% / CV (avaliações) = 55,50%

CV = coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

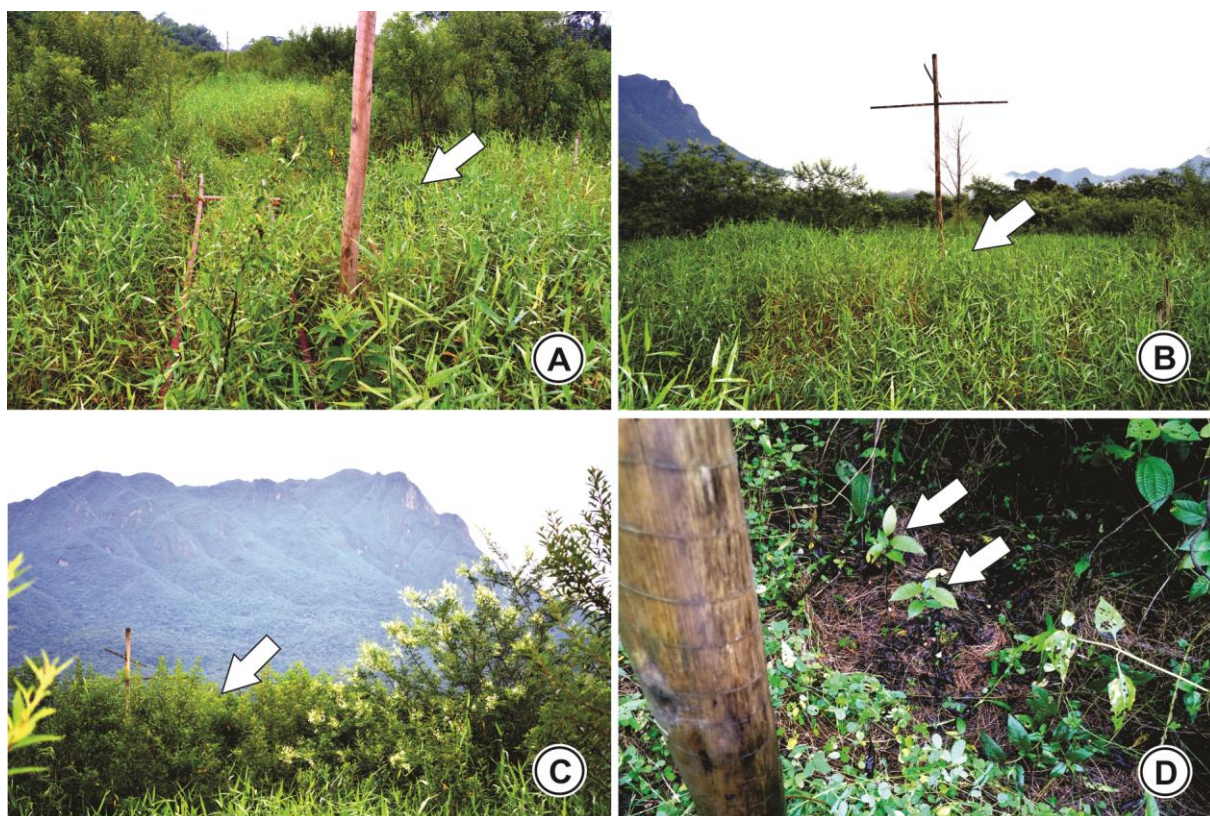


FIGURA 3.4. CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS AO FINAL DO EXPERIMENTO: A - PARCELA DE GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO; B - PARCELA DE SOLARIZAÇÃO + POLEIRO; C - PARCELA DE HERBICIDA + POLEIRO; D - DETALHE DE PLÂNTULAS LOCALIZADAS NA PROJEÇÃO DAS HASTES DO POLEIRO EM PARCELA DE HERBICIDA + POLEIRO. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

A partir dos 12 meses, os percentuais de cobertura por gramíneas tenderam a aumentar na maioria dos tratamentos, não diferindo estatisticamente da testemunha. Os tratamentos de herbicida (H e H+P) apresentaram os menores percentuais de gramíneas em todas as avaliações, atingindo máximo de 34% ao final do experimento, estatisticamente inferior ao maior valor obtido na testemunha, de 89% (Tabela 3.3).

O percentual de ervas espontâneas manteve-se reduzido na testemunha ao longo das avaliações, não ultrapassando 30% de cobertura. Nos tratamentos herbicida e herbicida + poleiro, por outro lado, os percentuais mantiveram-se elevados até a última avaliação (superiores a 90%), quando sofreram significativa redução. Nos demais tratamentos houve maior redução a partir de 12 meses, ficando abaixo de 45%. A ausência de vegetação foi mais pronunciada até os oito meses para solarização e galharia, com e sem poleiro, caindo muito então; nas parcelas de herbicida com e sem poleiro houve pequeno aumento apenas na última avaliação.

TABELA 3.3. COBERTURA POR GRAMÍNEAS, ERVAS ESPONTÂNEAS E ESPAÇO SEM VEGETAÇÃO (%) AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Gramíneas (%)											
Tratamentos	4 meses		8 meses		12 meses		18 meses		24 meses		Médias
H	0,00	b B	0,00	c B	4,88	c B	7,13	c B	33,75	bc A	9,15
H+P	5,50	b A	0,50	bc A	8,38	bc A	17,00	bc A	23,00	c A	10,88
S	19,00	b B	39,00	ab B	82,63	a A	80,88	a A	84,13	a A	61,13
S+P	13,63	b B	22,75	bc B	67,13	a A	65,00	a A	83,13	a A	50,33
G+H	5,50	b B	23,00	bc B	53,50	a A	61,50	a A	72,75	a A	43,25
G+H+P	3,63	b B	5,50	bc B	44,50	ab A	53,50	ab A	66,25	ab A	34,68
T	68,45	a A	69,50	a A	83,13	a A	85,50	a A	88,50	a A	79,02
Médias	16,53		22,89		49,16		52,93		64,50		
CV (tratamentos) = 74,91% / CV (avaliações) = 30,39%											
Ervas Espontâneas (%)											
Tratamentos	4 meses		8 meses		12 meses		18 meses		24 meses		Médias
H	99,13	a A	99,13	a A	92,75	a A	92,13	a A	53,38	a B	87,30
H+P	87,50	ab A	94,75	a A	89,88	a A	81,88	a A	49,25	ab B	80,65
S	51,88	bc A	41,00	bc AB	17,25	b BC	19,13	b BC	15,75	bc C	29,00
S+P	69,00	ab A	67,63	ab A	32,75	b B	35,00	b B	16,88	abc B	44,25
G+H	63,25	abc A	62,75	abc A	44,00	b AB	29,25	b B	26,50	abc B	45,15
G+H+P	79,00	ab A	69,88	ab A	41,75	b B	42,75	b B	26,13	abc B	51,90
T	26,55	c A	27,13	c A	16,88	b A	14,00	b A	11,25	c A	19,16
Médias	68,04		66,04		47,89		44,88		28,45		
CV (tratamentos) = 56,98% / CV (avaliações) = 23,65%											
Ausência de Vegetação (%)											
Tratamentos	4 meses		8 meses		12 meses		18 meses		24 meses		Médias
H	0,88	b A	0,88	c A	2,38	a A	0,75	a A	12,88	a A	3,55
H+P	7,00	b B	4,75	bc B	1,75	a B	1,25	a B	27,75	a A	8,50
S	29,13	a A	19,88	ab A	0,13	a B	0,00	a B	0,00	b B	9,83
S+P	17,50	ab A	9,63	abc AB	0,13	a B	0,00	a B	0,00	b B	5,45
G+H	31,25	a A	14,25	abc B	2,50	a B	9,25	a B	0,88	b B	11,63
G+H+P	17,38	ab AB	24,63	a A	13,75	a AB	3,50	a B	7,63	b B	13,38
T	5,00	b A	3,38	bc A	0,00	a A	0,00	a A	0,25	b A	1,73
Médias	15,45		11,05		2,95		2,11		7,05		

CV (tratamentos) = 144,23% / CV (avaliações) = 104,49%

CV = coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A análise da reocupação das parcelas pelas gramíneas (Figura 3.5) revela que nos tratamentos de solarização (S e S+P) esse fenômeno foi mais rápido, com distinção entre bordas e centro das parcelas aos oito meses. Nos tratamentos de galharia (G e G+P), a reocupação tornou-se evidente apenas aos 12 meses, e a partir desse período não há distinção entre as bordas e centro das parcelas para os tratamentos solarização, galharia e testemunha; para as parcelas de herbicida (H e H+P) a reincidência foi baixa ao longo de todas as avaliações.

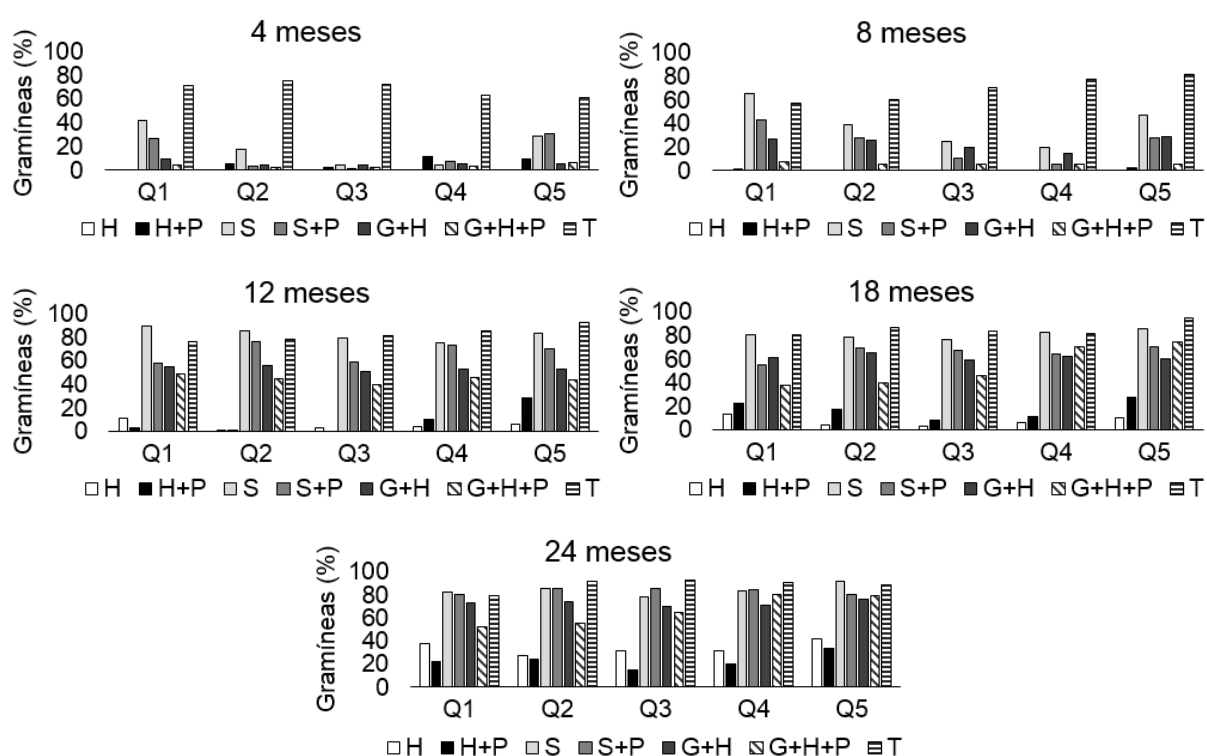


FIGURA 3.5. COBERTURA POR GRAMÍNEAS (%) A PARTIR DAS BORDAS DAS PARCELAS (Q1 E Q5) EM DIREÇÃO AO CENTRO (Q3), AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: HERBICIDA (H), HERBICIDA + POLEIRO (H+P), SOLARIZAÇÃO (S), SOLARIZAÇÃO + POLEIRO (S+P), GALHARIA + HERBICIDA (G+H), GALHARIA + HERBICIDA + POLEIRO (G+H+P) E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Foram identificadas 58 espécies herbáceas, a maioria nativas (86%), pertencentes a 26 famílias, sendo Asteraceae, Cyperaceae e Poaceae as com maior número de espécies. As espécies mais frequentes foram *Urochloa subquadrifera*, *Urochloa decumbens*, *Kyllinga brevifolia*, *Cyperus mundtii*, *Scleria melaleuca*, *Mikania micranta*, *Commelina diffusa*, *Melothria pendula*, *Desmodium triflorum* e *Sphagneticola*

trilobata. Em relação à síndrome de dispersão, predominou a anemocoria, em 46% das espécies. Autocoria e zoocoria estão presentes, cada uma, em 26% das espécies identificadas; para 9% não foi determinado o modo de dispersão.

5.4. DISCUSSÃO

Vernonanthura beyrichii foi a arbustiva de maior densidade em todos os tratamentos, sendo uma das primeiras lenhosas a se estabelecer (Tabela 3.1). Sua floração ocorre de junho a agosto, após a qual apresenta dessecamento da haste principal, seguida de intensa formação de novos ramos a partir da base. *Vernonanthura beyrichii* está presente também nas áreas em início de regeneração natural próximas ao experimento, onde forma grupos com cerca de 2,5 m de altura. A espécie é descrita no bioma Mata Atlântica como planta colonizadora, sendo frequente na regeneração natural em pastagens abandonadas (CHEUNG *et al.*, 2009; SCHEER *et al.*, 2009).

A maior densidade de lenhosas deu-se nos tratamentos com aplicação de herbicida sobre o solo, com e sem poleiro (Tabelas 3.1 e 3.2). Isso pode ser entendido como resultado da dinâmica de colonização por herbáceas não gramíneas, de ampla cobertura, principalmente *Desmodium triflorum* e *Sphagneticola trilobata*, seguida do estabelecimento de agrupamentos de *Vernonanthura beyrichii* (Figura 3.4-C) e outras arbustivas. Nessas parcelas, verificou-se a formação de estrato herbáceo-arbustivo bastante desenvolvido (Tabela 3.1 e 3.3), o que permitiu o controle das gramíneas circundantes possivelmente pelo sombreamento e, conseqüentemente, maior riqueza de arbóreas nas parcelas com poleiro devido ao incremento da chuva de sementes (Tabela 3.1). Tal processo é particularmente útil quando há remanescentes florestais próximos que atuam como fonte de propágulos, permitindo a ação combinada da chuva de sementes e da cama de sementes favorável (proporcionada pelo controle das gramíneas) à germinação e crescimento de outras espécies (ELGAR *et al.*, 2014; HOLL *et al.*, 2016). Em área semelhantemente dominada por gramíneas de crescimento agressivo, o uso criterioso de herbicida (aplicado apenas uma vez), seguido do plantio

de estacas de arbustos pioneiros, foi também suficiente para promover a regeneração de diferentes espécies nativas (GALINDO *et al.*, 2017).

Nas parcelas de galharia, a aplicação posterior do herbicida foi menos eficiente em conter a reinvasão das gramíneas *Urochloa* (Figura 3.4-A). A galharia, em si, constitui uma camada espessa de litter, podendo ter efeitos adversos sobre a indução da regeneração natural (FACELLI; PICKETT, 1991), devendo ser pensada para, efetivamente, favorecer a sucessão. Em pastagens, é necessário que a galharia cause o enfraquecimento das gramíneas pelo sombreamento inicial e, à medida que haja decomposição dos materiais utilizados e entrada gradual de luz, permita o desenvolvimento de plântulas no seu interior (MARCUIZZO *et al.*, 2013). Entretanto, como a espécie dominante, *Urochloa subquadrifida*, propaga-se principalmente por meios vegetativos, a aplicação do herbicida sobre a galharia não impediu seu crescimento a partir das bordas das parcelas, dificultando ainda mais o estabelecimento de espécies lenhosas. Mesmo no interior das parcelas, como a absorção do herbicida utilizado ocorre basicamente via foliar, uma vez que sua atividade no solo é baixa, o estágio mais sensível das gramíneas é entre três e cinco folhas, sendo o controle de plantas maiores menos eficiente (OLIVEIRA JÚNIOR, 2011). Portanto, à prescrição usual de galharia (REIS *et al.*, 2003), em pastagens abandonadas sugere-se a aplicação de herbicida na base e ao redor, para favorecer a recuperação via regeneração natural. Mesmo o tamanho avantajado das parcelas, de 40 m², idealizado para conter a reinvasão das gramíneas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009), mostrou-se ineficiente.

Na solarização, apesar da redução substancial da biomassa da vegetação inibidora, devido à cessação da fotossíntese, o efeito não é seletivo apenas para o controle de gramíneas, havendo o enfraquecimento também de outras herbáceas. Por essa razão, após a retirada do filme plástico, não houve tempo hábil para outras herbáceas recobrirem o solo antes das espécies *Urochloa*, as quais retomaram seu crescimento vegetativo a partir das bordas das parcelas (Figuras 3.4-B e 3.5). Em outro trabalho com solarização (TOMAZI; CASTELLANI, 2016), a aplicação do filme plástico preto em ambiente de pastagem apresentou efeitos poucos duradouros devido à rápida

reocupação das gramíneas dominantes, sendo consenso a necessidade de manejo periódico do entorno das parcelas solarizadas.

Resultados semelhantes da persistência de plantas inibidoras tem sido observados na recuperação ecológica em pastagens com uso de outras metodologias de nucleação. Há grande necessidade de tratos culturais, na fase inicial, para controlar gramíneas e para outros fins (MIRANDA NETO *et al.*, 2010; LEAL FILHO *et al.*, 2013; BIERAS *et al.*, 2015). Isto sugere que, apesar do incremento de espécies lenhosas, os curtos períodos avaliados nessas investigações (até 18 meses) podem não refletir os resultados a longo prazo ou em condições extra-experimentais.

Em Morretes, apenas nos tratamentos herbicida, com e sem poleiro, a densidade de espécies lenhosas foi compatível à encontrada em áreas sem vegetação inibidora da regeneração natural (BECHARA *et al.*, 2007; MIRANDA NETO *et al.*, 2010; MARCUZZO *et al.*, 2013). Nos demais tratamentos, não há sítios adequados para a germinação e estabelecimento das plântulas, devido à permanência das gramíneas, e por isso (GALINDO *et al.*, 2017), a recomposição natural por espécies lenhosas tem sido bastante lenta ou ausente, mesmo com a presença de remanescentes florestais próximos (BECHARA *et al.*, 2016). As gramíneas de crescimento agressivo inibem outras espécies devido ao sombreamento na superfície do solo, impedindo a germinação em sementes fotoblásticas positivas (REINHART *et al.*, 2006), compactação do solo (LANZANOVA, 2007), com redução da condutividade hidráulica, aeração e taxa de infiltração de água (REICHERT *et al.*, 2007), esgotamento da fertilidade do solo (DIAS-FILHO, 2006), competição por recursos e espaço (HOLL, 2002), alelopatia (BARBOSA *et al.*, 2008) e aumento de populações de patógenos (BENÍTEZ-MALVIDO, 2005). As duas espécies dominantes na área, *Urochloa subquadrifida* e *Urochloa decumbens*, foram introduzidas no Brasil como forrageiras, vindo tornar-se invasoras agressivas. Além de inibidoras da regeneração natural, atuam também como infestantes de culturas agrícolas e plantios florestais, causando prejuízos na produção e aumento dos custos com mão-de-obra (SOUZA *et al.*, 2006; ASSIS *et al.*, 2015).

A maior riqueza de lenhosas nas parcelas de herbicida com poleiro indica a importância de ferramentas de atração de aves dispersoras para acelerar a sucessão

(Tabela 3.1). A localização da maior parte das arbóreas na projeção das hastes dos poleiros aponta para a ornitocoria como o principal mecanismo de dispersão dessas espécies (Figura 3.4-D). Como já descrito em outros trabalhos (TOMAZI *et al.*, 2010; REID; HOLL, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2016), os poleiros artificiais, embora possam incrementar a chuva de sementes, não garantem seu estabelecimento em locais onde não há condições favoráveis às plântulas (HARPER *et al.*, 1965). Logo, o recrutamento de novas espécies em pastagens tropicais não depende exclusivamente da dispersão de suas sementes, mas sim, de ações que propiciem uma maior qualidade de *seedbed*. Enquanto nos tratamentos de solarização e galharia o uso de poleiros não promoveu maior número de indivíduos e riqueza de espécies lenhosas, nas parcelas de herbicida com poleiro, além do maior número, houve significativo incremento na riqueza (Tabelas 3.1 e 3.2). Também, verificou-se a gradual substituição de herbáceas de crescimento reptante, gerando mais espaço para novas plântulas. Note-se que cerca de 85% das arbóreas encontradas nas parcelas de herbicida com poleiro só apareceram após 18 meses de avaliação, sugerindo o tempo inicial necessário para o recrutamento de plantas lenhosas. Portanto, mesmo com o uso de poleiros artificiais, o início da regeneração natural por arbóreas foi lento e bem posterior ao estabelecimento do estrato herbáceo-arbustivo.

O tratamento herbicida associado com poleiro foi o que apresentou maior efeito facilitador da regeneração inicial na pastagem. Isso demonstra que, após a remoção da vegetação inibidora, interações positivas tornam-se importantes na reestruturação florestal de ambientes degradados. O efeito positivo do poleiro artificial na atração de fauna dispersora sugere que, além das restrições ambientais impostas pelas gramíneas, fatores adicionais, como disponibilidade inicial de propágulos, agem sinergicamente à presença da pastagem, como constatado em outros estudos (GÜNTER *et al.* 2007; CHEUNG *et al.*, 2009; CHEUNG *et al.*, 2010).

5.5. CONCLUSÕES

Os mecanismos de regeneração natural via sementes da Floresta Ombrófila Densa, nas áreas de pastagem abandonadas do litoral do Paraná, são limitados pela presença de gramíneas exóticas do gênero *Urochloa*. Inicialmente, galharia e solarização reduzem plantas do gênero *Urochloa*. Entretanto, com o decorrer do tempo, seus efeitos deixam de existir, devido ao rápido e agressivo crescimento vegetativo das gramíneas a partir das bordas das parcelas, dificultando a retomada da vegetação nativa. Nesses tratamentos, o uso associado de poleiros artificiais não possibilita incremento significativo de plantas arbustivas e arbóreas, devido à não formação de *seedbed* favorável. Somente a aplicação de herbicida sobre o solo, com ou sem poleiro, é eficiente para suprimir as gramíneas *Urochloa* e permitir a formação de estrato herbáceo-arbustivo bastante desenvolvido; contudo, resultados satisfatórios quanto ao recrutamento de espécies arbóreas apenas são alcançados com o uso de poleiros artificiais para atração de fauna dispersora.

O recrutamento da regeneração natural de plantas lenhosas exige a eliminação local das gramíneas do gênero *Urochloa*. Práticas que não cumprem tal princípio tendem ao fracasso na restauração ecológica em pastagens.

REFERÊNCIAS

- ASSIS, H. L. B. et al. Haloxifope-p-metílico para controle de *Brachiaria decumbens* na cultura do eucalipto. **Cerne**, v. 21, n. 4, p. 553-560, 2015.
- BAGGIO, A. J. et al. **Recuperação e proteção de nascentes em propriedades rurais de Machadinho**, RS. Brasília: Embrapa, 2013. 26 p.
- BARBOSA, E. G.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 625-631, 2008.
- BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 9-11, 2007.
- BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; LEMUS-ALBOR, A. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 301-313, 2005.
- BIERAS, A. C. et al. O uso de técnicas de nucleação na restauração de áreas degradadas no Polo Centro Norte-APTA, Pindorama-SP e no IMES-Catanduva-SP. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 3, p. 14-25, 2015.
- BOCCHESE, R. A. et al. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 3, p. 207-213, 2008.
- BUDOWSKI G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. 1. ed. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27-45.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 35 p.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, 2016.

CHEUNG, K. C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 01, p. 66-70, 2010.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

ELGAR, A. T. et al. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-SPI, 2006. 306 p.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1, p. 1-32, 1991.

GALINDO, Víctor et al. Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. **Restoration Ecology**, 2017.

GÜNTHER, S. et al. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain Rain Forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, v. 126, n. 1, p. 67-75, 2007.

HARPER, J. L.; WILLIAMS, J. T.; SAGAR, G. R. The behaviour of seeds in soil: I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. **Journal of Ecology**, v. 53, n. 2, p. 273-286, 1965.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, 2016.

IAPAR - Instituto Agronômico do Paraná. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 26 jun. 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE; 2012. 275 p.

JANZEN, D. H. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, n. 1, p. 105-116, 1988.

LAMBRECHT, S. C.; D'AMORE, A. Solarization for non-native plant control in cool, coastal California. **Ecological Restoration**, v. 28, n. 4, p. 424-426, 2010.

LEAL FILHO, N.; SANTOS, G. R.; FERREIRA, R. L. Comparando técnicas de nucleação utilizadas na restauração de áreas degradadas na Amazônia brasileira. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 587-597, 2013.

LEVINE, J. M.; MURRELL, D. J. The community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, 549-574, 2003.

Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>. Acesso em: 10 Ago. 2016.

MACIEL, C. D. G. et al. Eficácia do herbicida haloxyfop R (GR-142) isolado e associado ao 2, 4-D no controle de híbridos de milho RR® Voluntário. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 12, n. 2, p. 112-123, 2013.

MARCHI, G.; MARCHI, E. C. S.; GUIMARÃES, T. G. **Herbicidas: mecanismos de ação e uso**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. 36 p.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 39-48, 2013.

MIRANDA NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1035-1043. 2010.

NAVE, A. G. et al. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISEMHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 1. ed. São Paulo: LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, 2009. p. 176-217.

REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival \neq Survival. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 2, p. 153-155, 2013.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

SASAKI, Y., KONISHI, T., NAGANO, Y. The compartmentation of acetyl-coenzyme A carboxylase in plants. **Plant Physiology**, v.108, n.2, p.445-449, 1995.

SCHEER, M. B. et al. Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic rain forest in southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 805-817, 2009.

SOUZA, L. S. et al. Efeito alelopático de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) sobre o crescimento inicial de sete espécies de plantas cultivadas. **Planta daninha**, v. 24, n. 4, p. 657-668, 2006.

TOMAZI, A. L.; CASTELLANI, T. T. Artificial perches and solarization for forest restoration: assessment of their value. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 2, p. 809-831, 2016.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Revista Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 125-135, 2010.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982. 161 p.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.

ZALBA, S.; ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza e Conservação**, v. 5, n. 2, p. 16-22, 2007.

6. CAPÍTULO V: RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM PASTAGEM ABANDONADA DE *Urochloa* POR MEIO DE DIFERENTES TAMANHOS DE GALHARIA

RESUMO

A galharia é um método de complexação ambiental, que consiste no aproveitamento de resíduos vegetais. Esse método, quando bem estabelecido tecnicamente, pode exercer influência sobre a qualidade da cama de sementes, favorecendo o estabelecimento de espécies nativas e a restauração do ecossistema. Dessa forma, objetivou-se avaliar o tamanho mínimo necessário para garantir a eficiência da galharia quanto à indução da regeneração natural, e conter a reinvasão de gramíneas *Urochloa*. Como hipótese, adotou-se a largura mínima de 4 m como suficiente para o estabelecimento da regeneração natural antes da reocupação por *Urochloa*. O experimento foi conduzido entre maio/2014 e maio/2016 em Morretes-PR, na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Foram comparados sete tamanhos diferentes de galharia: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m e testemunha. As avaliações ocorreram aos 4, 8, 12, 18 e 24 meses após a instalação, realizando-se contagem e identificação das espécies lenhosas regenerantes e estimativa visual do percentual de cobertura por herbáceas. Ao final do experimento, não se verificou retomada da sucessão natural por espécies nativas. Independentemente do tamanho, a galharia foi ineficiente para conter a reinvasão pelas gramíneas a partir das bordas das parcelas e, como pilha de resíduos, dificultou o estabelecimento de espécies lenhosas. Para o sucesso da restauração ecológica via regeneração natural, faz-se necessária a eliminação local das gramíneas *Urochloa*, sem a qual espécies nativas terão pouca probabilidade de sobreviver.

Palavras-chave: inibição, nucleação, facilitação, recuperação de ecossistemas degradados, regeneração natural.

FOREST RESTORATION IN ABANDONED PASTURES OF *Urochloa* BY DIFFERENT SIZES OF BRUSHWOOD

ABSTRACT

The brushwood is an environmental complexation technique, which consists of the use of plant residues. When technically well established this technique can exert influence on seedbed quality, fostering native plant establishment and ecosystem restoration. Based on this, we aimed to evaluate the minimum size required to ensure the efficiency of brushwood for inducing natural regeneration and preventing the re-invasion of *Urochloa* grasses. We hypothesized that a minimum width of 4 m would be sufficient for the establishment of natural regeneration prior to the reoccupation of *Urochloa*. Field work was conducted between May 2014 and May 2016 in Morretes-PR, in an area of lowland evergreen rain forest. We compared seven different sizes of brushwood: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m and control treatment. Evaluations occurred 4, 8, 12, 18, and 24 months after the experiment was installed by counting and identifying regenerating woody species and visually estimating the percentage of herbaceous cover. At the end of the experiment, natural succession by native species did not resume. At any size, brushwood alone was ineffective in preventing grass growth at plot edges, and constituted a residue pile, which further complicated the establishment of woody species. For successful ecological restoration through natural regeneration, local grasses of *Urochloa* need to be eliminated, without which, native species are unlikely to survive.

Keywords: inhibition, nucleation, facilitation, restoration of degraded ecosystems, natural regeneration.

6.1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países detentores de maior diversidade do planeta (FORZZA *et al.*, 2012), e sua conservação representa grande desafio a enfrentar, em função do elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais (LOYOLA, 2014; BRESSANE *et al.*, 2016). Mesmo após a redução do passivo ambiental pelo novo Código Florestal brasileiro, a demanda para a reposição de áreas de preservação permanente e reservas legais permanece vultosa, alcançando cerca de 21 milhões de hectares (SOARES-FILHO, 2013).

A ecologia da restauração visa organizar tecnicamente e operacionalmente os casos práticos de recuperação de ecossistemas degradados (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009). Sua definição é dada como um conjunto de atividades que colaboram para o restabelecimento de comunidades ecologicamente viáveis, facilitando ou mesmo promovendo a capacidade natural do ambiente de se perpetuar ao longo do tempo (KAGEYAMA *et al.*, 2008).

Os métodos de recuperação de ecossistemas degradados que tem como base as teorias de facilitação e nucleação (REIS *et al.*, 2003), quando aplicados conforme prescrições técnicas bem definidas e adequadas à realidade local, representam uma alternativa de restauração. A utilização de metodologias envolvidas na superação de barreiras à regeneração natural permite a retomada dos processos sucessionais de acordo com a capacidade de campo de cada área (REIS *et al.*, 2010). Espera-se que as mudanças no ambiente atuem de modo a facilitar a chegada e estabelecimento de espécies mais avançadas da sucessão, propiciando o desenvolvimento de comunidades de plantas mais estáveis (YARRANTON; MORRISON, 1974).

De maneira geral, o processo sucessional ocorre com maior facilidade quando há disponibilidade de propágulos e condições ambientais adequadas (ARAUJO *et al.*, 2012). Em pastagens abandonadas, a recomposição natural é lenta devido a uma série de fatores que reduzem a colonização por espécies nativas (ZILLER *et al.*, 2010; BECHARA *et al.*, 2016). Esses fatores advêm de modificações no ambiente pela presença de gramíneas agressivas, como espécies do gênero *Urochloa*, as quais

desempenham o papel de vegetação inibidora da regeneração natural (CHEUNG *et al.*, 2010). Para que as sementes contidas no banco e chuva de sementes encontrem condições adequadas (*safe sites*) para se estabelecer, práticas de melhoria da cama de sementes (*seedbed*) são importantes. Dentre elas, a galharia, metodologia de nucleação que consiste na cobertura do solo com resíduos vegetais inertes, como troncos, galhos e restos de poda, visa criar um ambiente favorável à reocupação por espécies nativas (REIS *et al.*, 2003; CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Em pastagens, a galharia visa enfraquecer as gramíneas devido ao sombreamento do solo (MARCUIZZO *et al.*, 2013). Para tanto, é importante que os núcleos de complexação ambiental sejam grandes o suficiente para suportarem a pressão exercida por gramíneas de hábito reptante e intensa propagação lateral. Dimensões mínimas têm sido aventadas como requisito para atrasar a reocupação pelas gramíneas, de modo a viabilizar o sucesso da regeneração natural (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009). Enquanto não há uma boa caracterização do tamanho necessário, tais metodologias deixam de ser efetivas com o passar do tempo (LEAL FILHO *et al.*, 2013).

Dessa forma, objetivou-se avaliar a indução da regeneração natural por meio de galharia em áreas cobertas por gramíneas inibidoras do gênero *Urochloa*, testando a hipótese de que o tamanho da galharia influencia a eficácia desta técnica.

6.2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido entre maio/2014 e maio/2016 na Estação Experimental da Embrapa Florestas em Morretes, litoral do Paraná (25°26'56"S, 48°52'18"O, 21 m de altitude), na região fitoecológica Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). O relevo é plano; o solo é Cambissolo Háplico Tb Distrófico (CXbd) gleissólico A moderado, textura argilosa (EMBRAPA, 2006). O clima é classificado por Köppen como Cfa, subtropical úmido, alcançando temperaturas médias próximas a 17 °C nos meses mais frios e 24 °C nos meses mais quentes, com geadas

pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas no verão, contudo sem estação seca definida. A precipitação média anual situa-se entre 2.000 e 2.200 mm e a temperatura média anual é próxima a 21 °C (IAPAR, 2015).

Inicialmente, a área foi utilizada para culturas agrícolas e, posteriormente, foi convertida em pastagem da forrageira *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga para a criação de búfalos, permanecendo nessa condição cerca de 15 anos. Após isso, ocorreu abandono da área por 10 anos, quando realizou-se mecanização do solo com uso de lâmina frontal para retirada da vegetação, com consequente decapitação parcial do horizonte A, sendo novamente abandonada por dois anos. Durante os períodos de abandono da pastagem, as gramíneas *Urochloa subquadriflora* (Trin.) R.D.Webster e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster invadiram a área, tornando-se dominantes. No começo do experimento, a vegetação possuía predomínio de *Urochloa* (Figura 4.1-A), contendo pequenas manchas de ervas espontâneas. O entorno é predominantemente rural, com fazendas destinadas à pecuária e agricultura, além de muitos fragmentos florestais naturais a 500 m ou menos.

Foram implantadas 28 parcelas com diferentes tamanhos, correspondentes a sete tratamentos de galharia e quatro repetições, organizadas segundo delineamento em blocos ao acaso, totalizando 648 m² (Figura 4.1-B). A distância entre cada tratamento variou de 5 a 10 m.

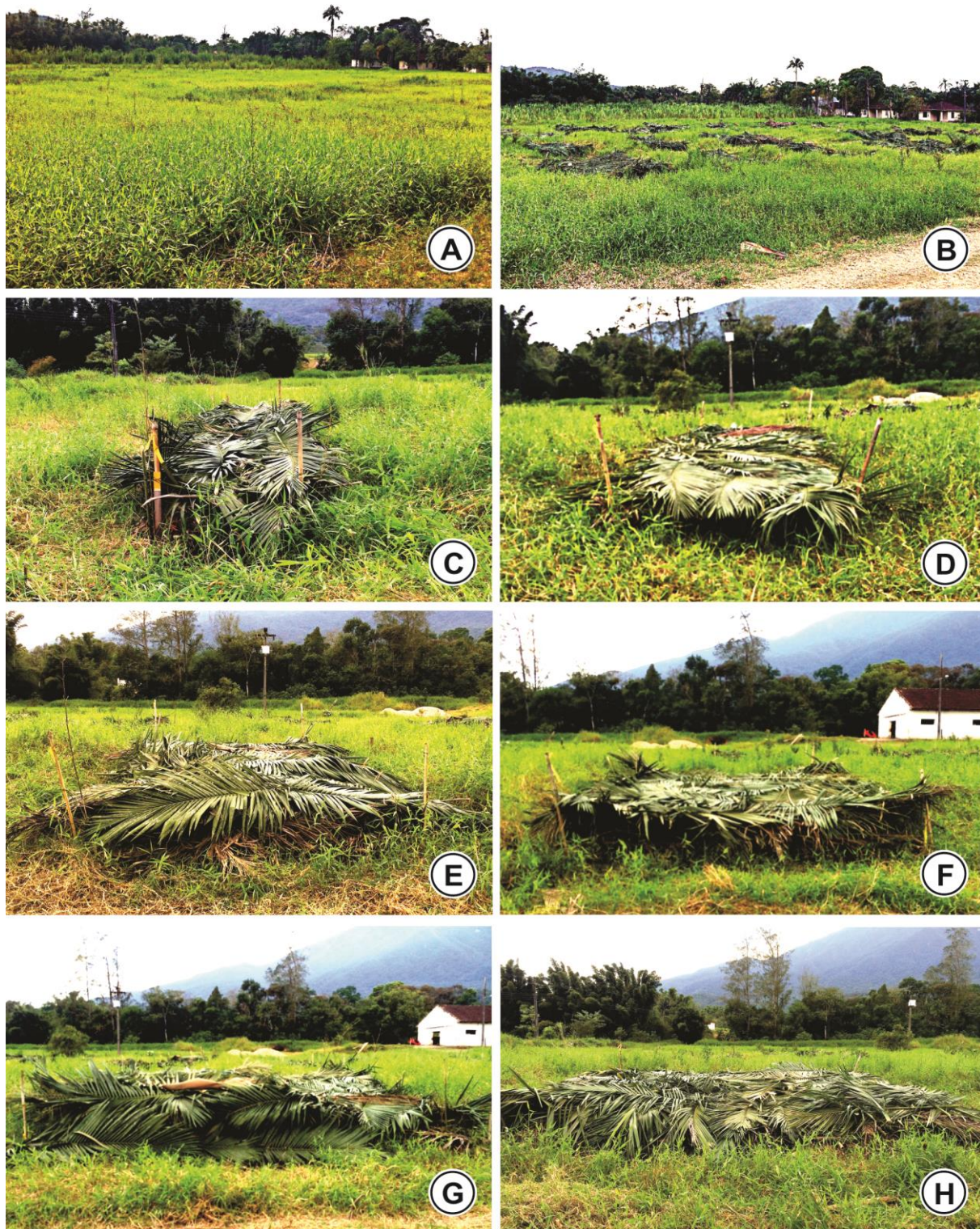


FIGURA 4.1. SITUAÇÃO INICIAL DO EXPERIMENTO: A - ÁREA ANTES DA IMPLANTAÇÃO; B - ÁREA APÓS A IMPLANTAÇÃO; C - GALHARIA DE 6 x 1 m; D - GALHARIA DE 6 x 2 m; E - GALHARIA DE 6 x 3 m; F - GALHARIA DE 6 x 4 m; G - GALHARIA DE 6 x 5 m; H - GALHARIA DE 6 x 6 m. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Em todas as parcelas, com exceção da testemunha, primeiramente foi realizada roçada rente ao solo com máquina costal, deixando-se o resíduo sobre o solo. Todas as galharias foram formadas por oito camadas de resíduos vegetais e alcançaram altura aproximada de 0,70 m. As camadas foram arranjadas com a seguinte ordem: toretes de madeira e pupunha; varas de bambu sem folhas; varas de bambu sem folhas em sentido transversal à camada anterior, varas de bambu com folhas em sentido transversal à camada anterior; folhas de palmeira; varas de bambu com folhas; galhos secos; folhas de palmeira (Figura 4.2).

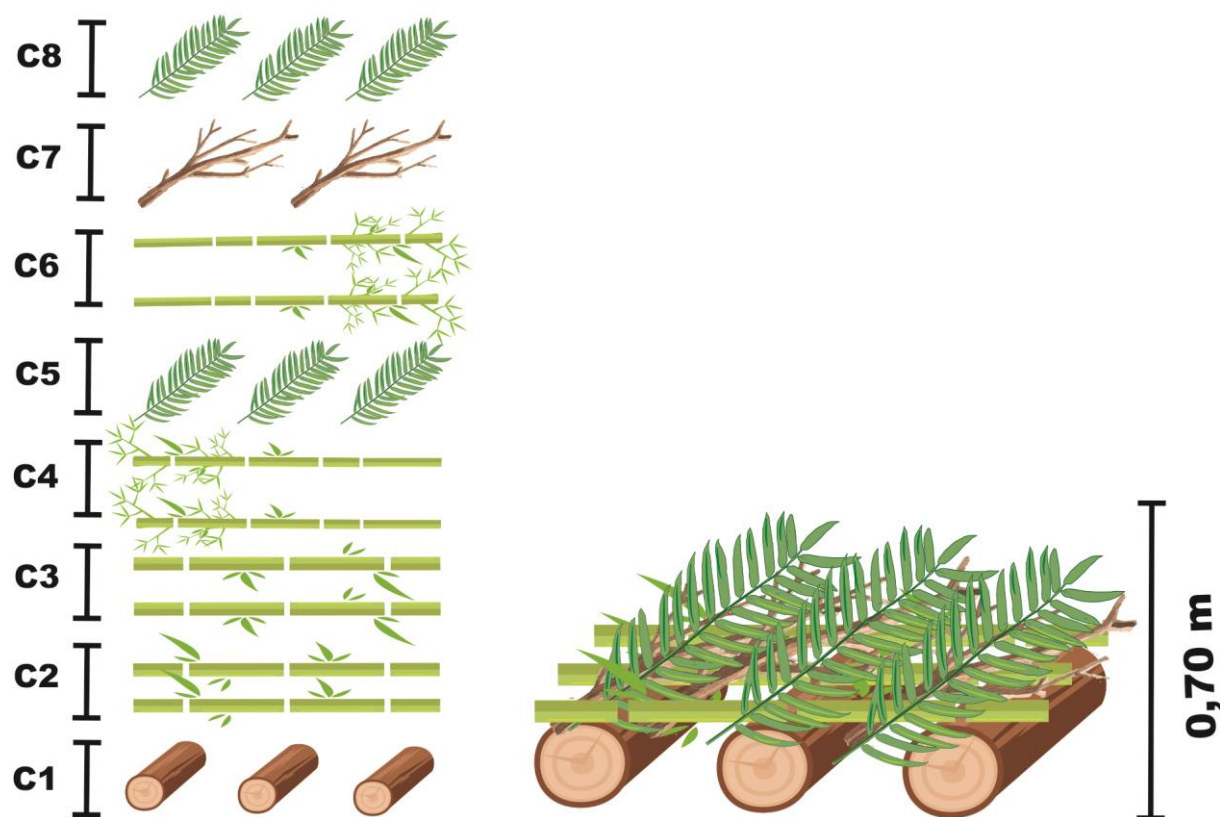


FIGURA 4.2. DESENHO ESQUEMÁTICO ILUSTRANDO AS CAMADAS (C1-8) DE MONTAGEM DO TRATAMENTO GALHARIA. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Em relação ao tamanho das parcelas, adotou-se que a largura mínima de 4 m (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009) seria suficiente para o estabelecimento da regeneração natural no centro da galharia, antes que a reocupação pela braquiária fosse demasiadamente inibidora. Com base nisso, todos os tratamentos de galharia tiveram um comprimento fixo de 6 m e outro variável de 1 a 6 m, compreendendo

valores abaixo e acima de 4 m. Os tratamentos foram: galharias de 6 x 1 m (6 m²), 6 x 2 m (12 m²), 6 x 3 m (18 m²), 6 x 4 m (24 m²), 6 x 5 m (30 m²), 6 x 6 m (36 m²) (Figura 4.1-C a H) e testemunha sem galharia de 6 x 6 m (36 m²).

As avaliações ocorreram aos 4, 8, 12, 18 e 24 meses após a instalação do experimento em maio de 2014. Realizou-se a contagem e identificação de todos os indivíduos arbustivos e arbóreos encontrados, os quais posteriormente foram classificados quanto à sua origem em nativas e exóticas (JARDIM..., 2016). As espécies lenhosas foram também separadas por síndromes de dispersão de propágulos em zoocóricas, anemocóricas e autocóricas (VAN DER PIJL, 1982) e por categorias sucessionais em pioneiras, secundárias e climácicas (BUDOWSKI, 1965). Para espécies herbáceas, foi feita a estimativa visual do percentual de cobertura do solo utilizando-se um gabarito de 0,50 x 0,50 m (quadrante), alocado sequencialmente ao longo de duas subparcelas centrais: uma ao longo da dimensão fixa da parcela (6 m), resultando em 12 pontos amostrais ou quadrantes; outra ao longo da dimensão variável de acordo com o tratamento (1 a 6 m) (Figura 4.3). Para comparação dos percentuais de herbáceas entre os tratamentos e ao longo das avaliações utilizou-se o cálculo da média das duas subparcelas.

Foram consideradas três classes: gramíneas (família Poaceae), outras ervas e ausência de vegetação. As espécies herbáceas foram identificadas e classificadas segundo sua origem em nativas e subespontâneas (ruderais, cosmopolitas e exóticas) (JARDIM..., 2016) e síndrome de dispersão (VAN DER PIJL, 1982). Analisou-se também o percentual de reocupação das gramíneas a partir das bordas das parcelas em direção ao centro, segundo os quadrantes (Q) de 1 a 6 (Q1 = média dos quadrantes 1 e 2; Q2 = média dos quadrantes 3 e 4; Q3 = média dos quadrantes 5 e 6; Q4 = média dos quadrantes 7 e 8; Q5 = média dos quadrantes 9 e 10; Q6 = média dos quadrantes 11 e 12), sendo Q3 e Q4 o centro da parcela, e Q1 e Q6 as bordas da parcela. Apenas os dados da subparcela alocada ao longo da dimensão fixa da parcela (6 m) foram utilizados para estimar a reocupação das gramíneas.

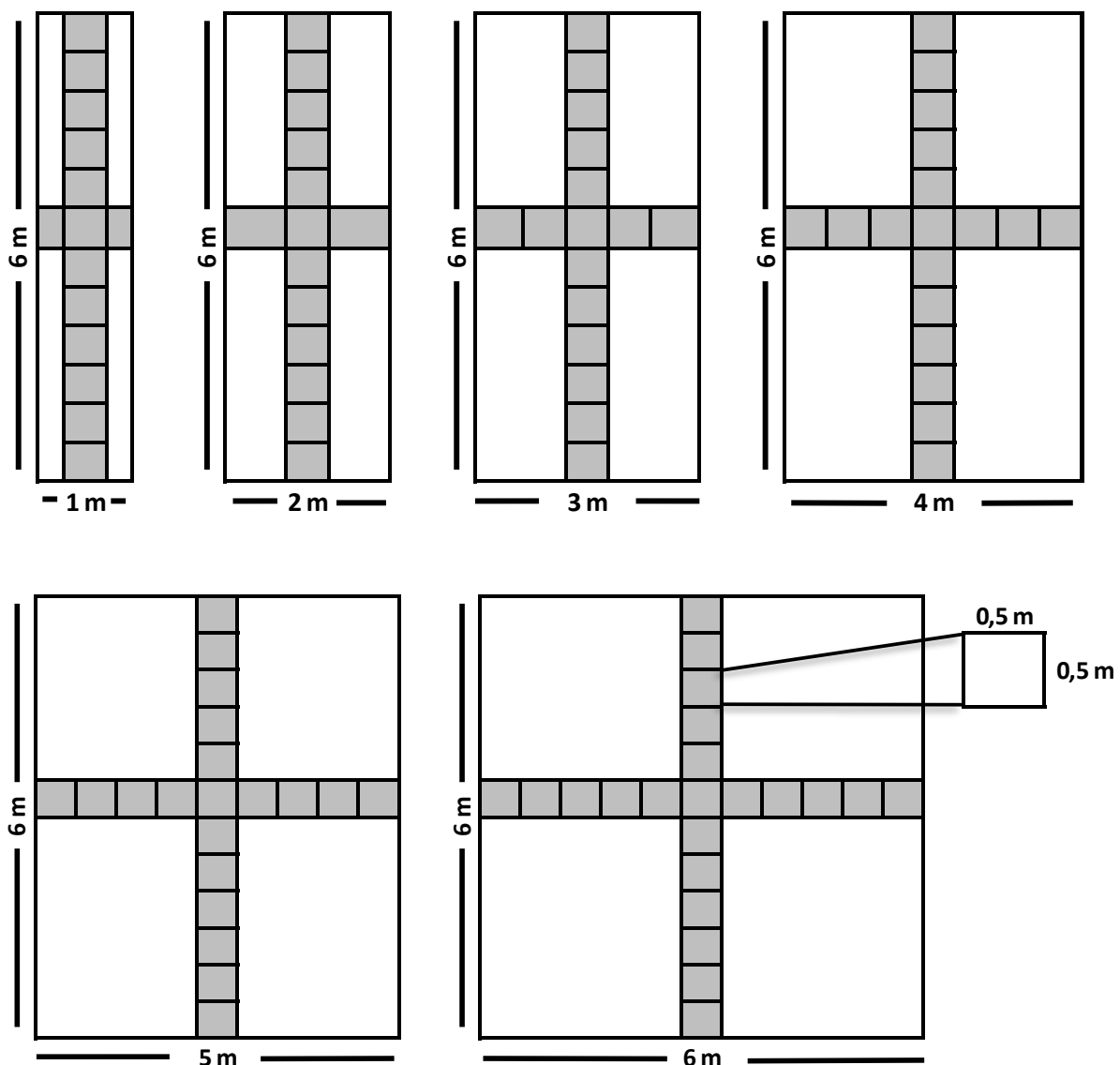


FIGURA 4.3. DESENHO ESQUEMÁTICO DOS DIFERENTES TRATAMENTOS DE GALHARIA E DAS SUBPARCELAS DE AVALIAÇÃO DA COBERTURA (%) POR HERBÁCEAS: UMA AO LONGO DA DIMENSÃO FIXA DA PARCELA (6 m); OUTRA AO LONGO DA DIMENSÃO VARIÁVEL (1 a 6 m). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

A homogeneidade das variâncias foi verificada por meio do teste de Bartlett e, posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância, em um modelo de parcelas subdivididas no tempo. As parcelas principais corresponderam aos sete tratamentos de galharia e as subparcelas aos cinco períodos avaliados (4, 8, 12, 18 e 24 meses). Em situações de significância estatística ($p < 0,05$), as médias das variáveis estudadas foram submetidas ao teste de Tukey a 5% de probabilidade.

6.3. RESULTADOS

Aos dois anos após a instalação do experimento havia 124 indivíduos lenhosos no conjunto das parcelas (648 m²). Foram identificadas cinco espécies, pertencentes às famílias Asteraceae, Fabaceae, Onagraceae e Verbenaceae, com destaque para *Vernonanthura beyrichii* (Less.) H.Rob., que representou 73% dos indivíduos (Tabela 4.1).

TABELA 4.1. ESPÉCIES LENHOSAS PROVENIENTES DE REGENERAÇÃO NATURAL APÓS 24 MESES, NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Família/nome científico	NI	FV	OR	CS	SD	6x1	6x2	6x3	6x4	6x5	6x6	T
Asteraceae	103											
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schr. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	13	Arb	Nat	Pi	Ane	0	6	0	2	0	0	5
<i>Vernonanthura beyrichii</i> (Less.) H.Rob.	90	Arb	Nat	Pi	Ane	1	8	12	10	25	21	14
Fabaceae	14											
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	14	Arv	Nat	Pi	Aut	0	1	3	1	4	2	2
Onagraceae	5											
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	5	Arb	Nat	Pi	Aut	0	0	1	1	0	2	1
Verbenaceae	2											
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	2	Arb	Sub	Pi	Ane	0	0	0	0	0	2	0
Total NI	124					1	15	16	14	29	27	22
Total espécies	5					1	3	3	4	2	4	4

NI = número de indivíduos; FV = forma de vida; OR = origem; CS = categoria sucessional; SD = síndrome de dispersão; Arv = árvore; Arb = arbusto; Nat = nativa; Sub = subespontânea; Pi = pioneira; Ane = anemocórica; Aut = autocórica.

Não houve diferença estatística, ao longo das avaliações, para a densidade de plantas lenhosas. Embora todos os tratamentos tenham apresentado número reduzido de lenhosas, a menor densidade foi obtida nas parcelas de 6 x 1 m (Tabela 4.2).

TABELA 4.2. DENSIDADE DE LENHOSAS m^{-2} AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Arbóreas e Arbustivas						
Tratamentos	4 meses	8 meses	12 meses	18 meses	24 meses	Médias
6 x 1	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04	0,02 b
6 x 2	0,13	0,13	0,35	0,31	0,25	0,23 a
6 x 3	0,33	0,21	0,22	0,25	0,08	0,22 ab
6 x 4	0,14	0,11	0,11	0,09	0,15	0,12 ab
6 x 5	0,18	0,16	0,17	0,28	0,23	0,19 ab
6 x 6	0,07	0,08	0,13	0,14	0,16	0,12 ab
T	0,06	0,08	0,13	0,05	0,14	0,09 ab
Médias	0,14 A	0,11 A	0,15 A	0,15 A	0,15 A	

CV (tratamentos) = 140,07% / CV (avaliações) = 99,03

CV = coeficiente de variação. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em todos os tratamentos observou-se aumento do percentual de gramíneas *Urochloa* a partir dos oito meses de avaliação, não havendo mais significância estatística entre os tamanhos de parcelas (Tabela 4.3). Os elevados percentuais de gramíneas a partir da segunda avaliação, superiores a 70%, evidenciam a rápida reocupação de *Urochloa* no interior das parcelas.

Em relação à cobertura por outras herbáceas (Tabela 4.3), não houve diferença significativa entre os tratamentos e avaliações, permanecendo os percentuais abaixo de 30%. O espaço sem vegetação foi expressivo apenas na primeira avaliação para todos os tamanhos de galharia (superior a 40%), caindo a seguir de modo intenso e permanente.

TABELA 4.3. COBERTURA POR GRAMÍNEAS, ERVAS ESPONTÂNEAS E ESPAÇO SEM VEGETAÇÃO (%) AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

WORKREVIEW.PPT

Gramíneas (%)											
Tratamentos	4 meses		8 meses		12 meses		18 meses		24 meses		Médias
6 x 1	47,40	b B	85,83	a A	82,97	a A	83,59	a A	90,52	a A	78,06
6 x 2	25,00	bc B	79,38	a A	84,53	a A	73,91	a A	78,28	a A	68,22
6 x 3	29,64	bc B	78,07	a A	81,51	a A	84,22	a A	83,96	a A	71,48
6 x 4	27,37	bc B	81,72	a A	84,45	a A	84,58	a A	91,82	a A	73,99
6 x 5	19,68	c B	74,16	a A	75,47	a A	77,47	a A	88,90	a A	67,13
6 x 6	28,18	bc C	68,02	a B	79,32	a AB	82,50	a AB	86,04	a A	68,81
T	77,40	a A	88,85	a A	90,00	a A	79,06	a A	84,96	a A	84,05
Médias	36,38		79,43		82,61		80,76		86,35		
CV (tratamentos) = 26,24% / CV (avaliações) = 10,31%											
Ervas Espontâneas (%)											
Tratamentos	4 meses		8 meses		12 meses		18 meses		24 meses		Médias
6 x 1	9,95		10,68		16,93		16,20		9,48		12,65 a
6 x 2	15,05		15,57		15,36		25,63		21,72		18,67 a
6 x 3	19,11		16,35		15,00		13,54		12,66		15,33 a
6 x 4	15,70		12,84		15,29		15,26		8,18		13,45 a
6 x 5	16,24		20,82		21,30		18,27		10,69		17,46 a
6 x 6	15,36		24,74		19,32		16,98		14,01		18,08 a
T	18,44		9,06		10,00		20,94		15,04		14,70 a
Médias	15,69	A	15,72	A	16,17	A	18,12	A	13,11	A	
CV (tratamentos) = 69,42% / CV (avaliações) = 50,13%											
Ausência de Vegetação (%)											
Tratamentos	4 meses		8 meses		12 meses		18 meses		24 meses		Médias
6 x 1	42,66	b A	3,49	a B	0,10	a B	0,21	a B	0,00	a B	9,29
6 x 2	59,95	a A	5,05	a B	0,10	a B	0,47	a B	0,00	a B	13,11
6 x 3	51,25	ab A	5,57	a B	3,54	a B	2,24	a B	3,07	a B	13,14
6 x 4	56,93	ab A	5,44	a B	0,26	a B	0,16	a B	0,00	a B	12,56
6 x 5	64,08	a A	5,02	a B	3,23	a B	4,26	a B	0,42	a B	15,40
6 x 6	56,46	ab A	7,24	a B	1,41	a B	0,52	a B	0,21	a B	13,17
T	4,17	c A	2,08	a A	0,00	a A	0,00	a A	0,00	a A	1,25
Médias	47,93		4,84		1,24		1,12		0,53		
CV (tratamentos) = 88,40% / CV(avaliações) = 51,88%											

CV = coeficiente de variação dos tratamentos. Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A reocupação das parcelas pelas gramíneas (Figura 4.4) já era evidente aos quatro meses da instalação, particularmente nas galharias de 6 x1 m. A partir dos oito meses o percentual de gramíneas torna-se similar entre as bordas e centro das

parcelas, em cada tratamento, não havendo qualquer distinção entre tratamentos ou posição.

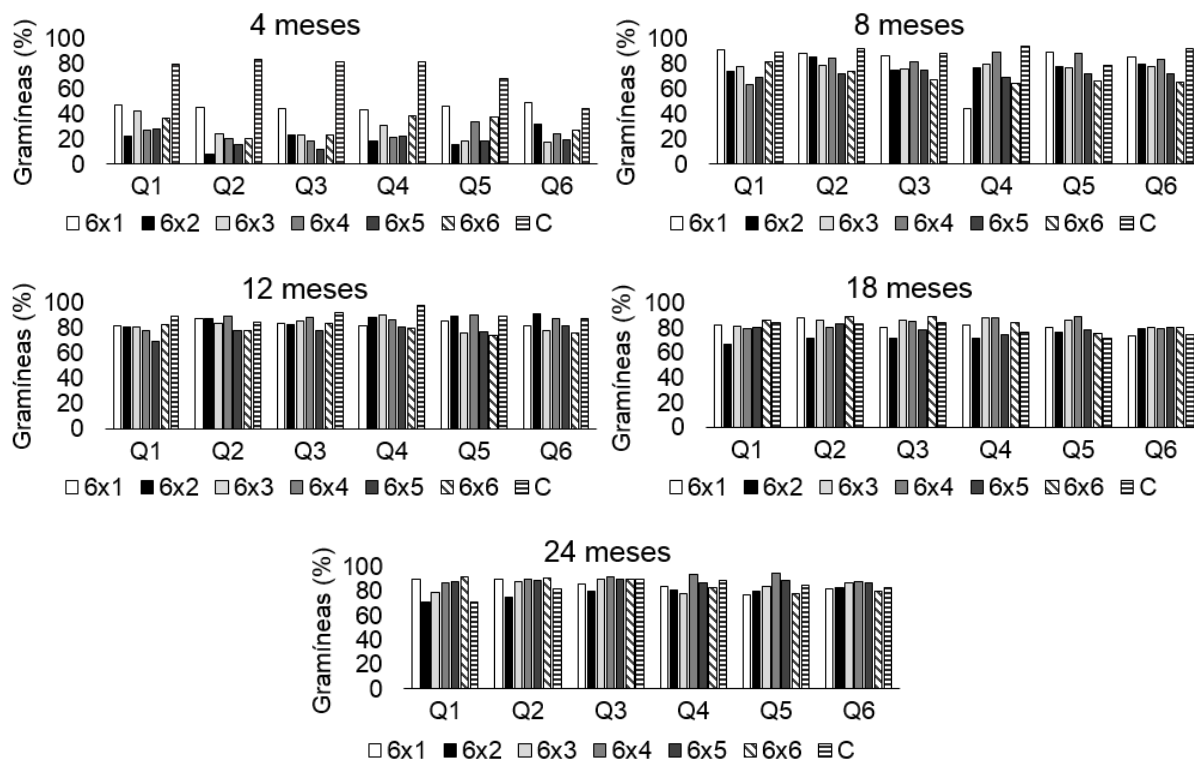


FIGURA 4.4. COBERTURA POR GRAMÍNEAS (%) A PARTIR DAS BORDAS DAS PARCELAS (Q1 E Q6) EM DIREÇÃO AO CENTRO (Q3 E Q4), AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, NOS TRATAMENTOS: 6 x 1, 6 x 2, 6 x 3, 6 x 4, 6 x 5, 6 x 6 m E TESTEMUNHA (T). ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Foram identificadas 31 espécies herbáceas, a maioria nativas (71%), pertencentes a 18 famílias, sendo Asteraceae, Cyperaceae, Poaceae e Rubiaceae as com maior número de espécies (Tabela 4.4). As espécies mais visualizadas foram *Urochloa subquadrifera*, *Urochloa decumbens*, *Mikania micranta*, *Commelina diffusa*, *Melothria pendula*, *Ipomoea cairica*, *Desmodium triflorum* e *Sphagneticola trilobata*. Em relação à síndrome de dispersão, predominou a anemocoria, para 45% das espécies. A autocoria e zoocoria estão presentes em 23% e 26% das espécies identificadas, respectivamente; para 6% não foi determinado o modo de dispersão (Tabela 4.4).

TABELA 4.4. ESPÉCIES HERBÁCEAS ENCONTRADAS AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, EM TODOS OS TRATAMENTOS. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

continua

Família/ nome científico	SD	OR
Araliaceae		
<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. & Schltdl.	Ane	Nat
Asteraceae		
<i>Hyptis pectinata</i> (L.) Poit.	Aut	Nat
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	Ane	Nat
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	Ane	Sub
Begoniaceae		
<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Ane	Nat
Caryophyllaceae		
<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. & Schult.	Zoo	Sub
Commelinaceae		
<i>Commelina diffusa</i> Burm.	Zoo	Nat
<i>Tripogandra diuretica</i> (Mart.) Handlos	Zoo	Nat
Convolvulaceae		
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Ane	Sub
<i>Ipomoea</i> sp.	Ane	Nat
Cucurbitaceae		
<i>Melothria pendula</i> L.	Zoo	Nat
Cyperaceae		
<i>Cyperus mundtii</i> (Nees) Kunth	nc	Nat
<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	Ane	Nat
<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schltdl. & Cham.	Zoo	Nat
Fabaceae		
<i>Desmodium triflorum</i> (L.) DC.	Zoo	Sub
<i>Mimosa pudica</i> L.	Ane	Nat
Hypoxidaceae		
<i>Hypoxis decumbens</i> L.	Aut	Nat
Lamiaceae		
<i>Hyptis brevipes</i> Poit.	Aut	Nat
<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze	Aut	Nat
Linderniaceae		
<i>Lindernia diffusa</i> (L.) Wettst.	Ane	Nat
Lythraceae		
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.Macbr.	Ane	Nat
Malvaceae		
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Ane	Nat
Oxalidaceae		
<i>Oxalis debilis</i> Kunth	Aut	Nat

TABELA 4.4. ESPÉCIES HERBÁCEAS ENCONTRADAS AO LONGO DAS AVALIAÇÕES, EM TODOS OS TRATAMENTOS. ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA EMBRAPA FLORESTAS, MORRETES-PR.

Família/ nome científico	conclusão	
	SD	OR
Poaceae		
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	nc	Sub
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	Ane	Sub
<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga	Ane	Sub
<i>Urochloa subquadrifida</i> (Trin.) R.D.Webster	Ane	Sub
Rubiaceae		
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	Aut	Nat
<i>Borreria palustris</i> (Cham. & Schltdl.) Bacigalupo & E. L. Cabral.	Aut	Nat
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Ane	Nat
Umbelliferae		
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urban	Zoo	Sub

SD = síndrome de dispersão; OR = origem; Ane = anemocórica; Aut = autocórica; Zoo = zoocórica; Nat = nativa; Sub = subespontânea; nc = não classificada.

6.4. DISCUSSÃO

O reduzido número de plantas lenhosas, dois anos após a aplicação dos tratamentos (Tabela 4.1), ressalta a deficiência do estabelecimento de propágulos provenientes da chuva e banco de sementes, e a permanência das condições limitantes à regeneração natural. Em pastagens, fatores como redução da fertilidade do solo (GRISCOM; ASHTON, 2011), perda da estrutura edáfica (RASIAH *et al.*, 2004), ausência de fauna dispersora (GÜNTER *et al.*, 2007), predação (COLE, 2009) e microclima inadequado (MAZA-VILLALOBOS *et al.*, 2011) são limitantes à colonização por espécies capazes de competir com as gramíneas dominantes.

Nessas condições, poucas espécies são capazes de estabelecer-se, ainda que de modo limitado. Exemplo disso é *Vernonanthura beyrichii* que, apesar de ter sido a lenhosa de maior densidade em todos os tamanhos de galharia e uma das primeiras a surgir, não foi capaz de contribuir significativamente para a retomada da sucessão natural. A maior densidade de *Vernonanthura beyrichii* tem sido verificada no início da regeneração em pastagens abandonadas (CHEUNG *et al.*, 2009; SCHEER *et al.*,

2009), o que é atribuído à sua facilidade em colonizar áreas abertas, clareiras e bordas de fragmentos (FILHO *et al.*, 2012). Por essas características, ela deve ser considerada uma arbustiva importante no início da sucessão (BAYLÃO JÚNIOR *et al.*, 2011), e seu favorecimento seletivo (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009), uma ferramenta para facilitar o estabelecimento de outras espécies (GALINDO *et al.*, 2017).

A galharia, independentemente do tamanho aplicado, não proporcionou condições favoráveis ao estabelecimento de espécies lenhosas, o que é demonstrado pelos valores baixos (Tabela 4.2) e pela ausência de diferença significativa entre os tratamentos. O arranjo de materiais vegetais sobre o solo, em si, constitui uma camada espessa de litter, podendo ter efeitos adversos sobre a indução da regeneração natural (FACELLI; PICKETT, 1991). Em pastagens, o sombreamento exercido pela galharia visa enfraquecer as gramíneas inibidoras, dando condições para que sementes contidas no banco possam germinar e crescer à medida que há decomposição dos materiais (MARCUIZZO *et al.*, 2013). Entretanto, a galharia não foi efetiva para conter o crescimento das gramíneas (Tabela 4.3). Mesmo o tamanho mais avantajado, com dimensão de 6 m, não demonstrou menor reinvasão por gramíneas ao final do experimento (Figura 4.4). As espécies dominantes na área, *Urochloa subquadriflora* e *Urochloa decumbens*, possuem elevada propagação vegetativa, que lhes permite um rápido crescimento, além de outros atributos como elevada eficiência fotossintética e alto vigor competitivo (CHEUNG *et al.*, 2009; POZZOBON *et al.*, 2010; SOUZA *et al.*, 2012), inibindo a colonização por plantas nativas. Destaca-se que as dimensões de galharia presentes na literatura são ainda menores, tornando-as, portanto, muito vulneráveis (ABREU, 2014; BIERAS *et al.*, 2015; SILVEIRA *et al.*, 2015; BECHARA *et al.*, 2016).

Tem sido constatada, em trabalhos similares utilizando nucleação, a necessidade de intervenções constantes sobre gramíneas, para alcançar bons resultados no estabelecimento de lenhosas (MIRANDA NETO *et al.*, 2010; LEAL FILHO *et al.*, 2013; BIERAS *et al.*, 2015). Na silvicultura, a regeneração natural, e a artificial, somente é bem sucedida quando há suficiente espaço apropriado à disposição (SMITH, 1996). A densa biomassa das gramíneas, além de barreira física à chegada de sementes ao solo e ao crescimento das plantas (HOLL *et al.*, 2000), causa a redução da quantidade de

luz sobre o solo, impedindo a germinação em sementes fotoblásticas positivas (REINHART *et al.*, 2006). A compactação do solo, como frequentemente ocorre em pastagens degradadas (LANZANOVA, 2007), reduz a incorporação das sementes ao banco e afeta processos como trocas gasosas e germinação (SUN; DICKINSON, 1996). A menor aeração em locais úmidos, como a área de estudo, pode comprometer o suprimento necessário de oxigênio exigido para germinação, crescimento e desenvolvimento da plântula (LEADEM *et al.*, 1997). Para as plantas que conseguem crescer acima da pastagem, se as condições ambientais reduzirem a evapotranspiração nas folhas devido à alta umidade relativa do ar, as elevadas temperaturas nos tecidos podem ser letais para a planta (ARAÚJO; DEMINICIS, 2009; TAIZ; ZEIGER, 2009).

Nota-se, pois, que a recomendação de práticas apregoadas como métodos de nucleação prescinde de prescrições claras para que sua aplicação possa culminar com o estabelecimento de espécies desejáveis. No caso de galharia, devem ser consideradas, pelo menos: vinculação com o uso da terra, dimensões da pilha, materiais, organização dos resíduos e tratos culturais associados. Aspectos como altura e densidade devem ser ajustados de modo a conter a invasão de gramíneas e, ao mesmo tempo, permitir o desenvolvimento de plântulas no seu interior. Materiais de boa decomposição fornecem nutrientes rapidamente para o solo, mas em pouco tempo desaparecem, exercendo efeito passageiro sobre o recrutamento de plântulas. Galharias adensadas e altas promovem maior sombreamento sobre as gramíneas, mas podem impedir ao mesmo tempo o estabelecimento de espécies desejáveis.

A igualdade da cobertura por gramíneas entre bordas e centro das parcelas, a partir da segunda avaliação (Figura 4.4), coaduna-se com os baixos percentuais para outras herbáceas em todos os tratamentos, devido à competição pelas gramíneas (Tabela 4.3). O predomínio de herbáceas com dispersão abiótica (Tabela 4.4) era esperado, sendo aspecto comum em pastagens devido a modificações ambientais que reduzem a densidade e diversidade de plantas zoocóricas (TOMAZI *et al.*, 2010). Como resultado, grande parte das espécies encontradas corresponde a plantas já presentes na pastagem.

Apesar da baixa densidade de lenhosas e outras herbáceas verificada nesta investigação, alguns trabalhos realizados em áreas com e sem vegetação inibidora da

regeneração natural observaram mudanças, pela galharia, na estrutura e abundância da fauna de artrópodes e aumento da concentração de matéria orgânica no solo (ALVES; PINHEIRO, 2013; VERGÍLIO *et al.*, 2013). Todavia, a aferição tradicional do sucesso da restauração ecológica baseia-se na efetividade da sucessão vegetal.

6.5. CONCLUSÕES

Independentemente dos tamanhos de galharia (larguras de 1 a 6 m) aplicados na pastagem, os mecanismos de regeneração natural permanecem limitados pela presença de espécies inibidoras do gênero *Urochloa*. A galharia, como metodologia única de nucleação, mostra-se ineficiente para conter o crescimento das gramíneas a partir das bordas das parcelas e, como pilha de resíduos, dificulta ainda mais o estabelecimento de espécies lenhosas.

Para a recuperação florestal via regeneração natural em pastagens, as ações devem ser combinadas para superar barreiras dispersivas e competitivas, sem as quais as sementes que chegam das espécies nativas terão pouca probabilidade de sobreviver. Práticas que não provoquem a eliminação local das gramíneas do gênero *Urochloa*, fato necessário à criação de *seedbed* favorável, tendem ao fracasso na restauração ecológica via regeneração natural em pastagens abandonadas.

REFERÊNCIAS

ABREU, T. S. S. **Dinâmica florestal e aplicação de técnicas nucleadoras para restauração ecológica em área de preservação permanente da fazenda experimental da Universidade Federal da Grande Dourados, MS**. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, 2014.

ALVES, M. V. P.; PINHEIRO, L. B. A. Restauração de Unidade demonstrativa com o uso de técnicas nucleadoras em Mata Atlântica Estacional Semidecidual. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 2, p. 210-217, 2013.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. 322 p.

ARAÚJO, S. A. C.; DEMINICIS, B. B. Fotoinibição da fotossíntese. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 4, 2009.

BAYLÃO JÚNIOR, H. F. et al. Levantamento de Espécies Rústicas em área de Pastagem e em remanescente florestal na Mata Atlântica, Piraí-RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 1, p. 50-59, 2011.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BIERAS, A. C. et al. O uso de técnicas de nucleação na restauração de áreas degradadas no Polo Centro Norte-APTA, Pindorama-SP e no IMES-Catanduva-SP. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 3, p. 14-25, 2015.

BRESSANE, A.; RIBEIRO, A. Í.; MEDEIROS, G. A. Environmental reclamation as strategy for sustainability. **Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 27, p. 109-133, 2016.

BUDOWSKI G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 35 p.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

COLE, R. J. Postdispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 3, p. 319-327, 2009.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1, p. 1-32, 1991.

FILHO, R. A. et al. **Plano de Manejo Reserva Particular do Patrimônio Natural Morro da Mina e Santa Maria. Caracterização da vegetação regional e tabelas relativas a flora ocorrente na reserva natural morro da mina (Anexo 4)**. SPVS, 2012.

FORZZA, R. C. et al. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience**, v. 62, n. 1, p. 39-45, 2012.

GALINDO, V. et al. Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. **Restoration Ecology**, 2017.

GRISCOM, H. P.; ASHTON, M. S. Restoration of dry tropical forests in Central America: a review of pattern and process. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1564-1579, 2011.

GÜNTER, S. et al. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain Rain Forest of Southern Ecuador. **European Journal of Forest Research**, v. 126, n. 1, p. 67-75, 2007.

HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

IAPAR - Instituto Agrônômico do Paraná. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 26 jun. 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275 p.

KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. 340 p.

LANZANOVA, M. E. et al. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1131-1140, 2007.

LEADEM, C. L. et al. **Field studies of seed biology**. British Columbia: Crown Publications, 1997. 196 p.

LEAL FILHO, N.; SANTOS, G. R.; FERREIRA, R. L. Comparando técnicas de nucleação utilizadas na restauração de áreas degradadas na Amazônia brasileira. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 587-597, 2013.

Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>. Acesso em: 10 Ago. 2016.

LOYOLA, R. Brazil cannot risk its environmental leadership. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 12, p. 1365-1367, 2014.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 39-48, 2013.

MAZA-VILLALOBOS, S.; BALVANERA, P.; MARTÍNEZ-RAMOS M. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. **Biotropica**, v. 43, n. 6, p. 666-675. 2011.

MIRANDA NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1035-1043. 2010.

POZZOBON, M. et al. Restauração de planícies do rio Itajaí-Açu, SC: sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas por tipo de solo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 171-189, 2010.

RASIAH, V. et al. Soil properties dynamics under abandoned pasture in deforested tropical rain-forest in Australia. **Geoderma**, v. 120, n. 1-2, p. 35-45, 2004.

REINHART, K. O. et al. Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success. **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, p. 1821-1831, 2006.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

SCHEER, M .B. et al. Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic rain forest in southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 805-817, 2009.

SILVEIRA, L. P. et al. Poleiros artificiais e enleiramento de galhada na restauração de área degradada no semiárido da Paraíba, Brasil. **Nativa**, v. 3, n. 3, p. 165-170, 2015.

SMITH, D. M. **The Practice of Silviculture**. 9. ed. New York: Wiley, 1996. 537 p.

SOARES-FILHO, B. S. **Impacto da revisão do código florestal: como viabilizar o grande desafio adiante?** Brasília: Secretaria/SAE, 2013. 28 p.

SOUZA, L. M. et al. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **Cerne**, v. 18, n. 4, p. 565-576, 2012.

SUN, D.; DICKINSON, G. R. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. **Biotropica**, v. 28, p. 272-276, 1996.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 848 p.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 125-135, 2010.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer-Verlag, 1982. 161 p.

VERGÍLIO, P. C. B. et al. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1158-1163, 2013.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.

ZILLER, S. R.; CARPANEZZI, O. T. B.; CARPANEZZI, A. A. **Guia técnico para recuperação ambiental de áreas protegidas na região noroeste do Estado do Paraná**. Curitiba: IAP, 2010. 56 p.

7. CONCLUSÕES GERAIS

A restauração florestal por meio da regeneração natural depende de condições favoráveis (*safe sites*) ao seu estabelecimento na cama de sementes (*seedbed*). A persistência de distúrbios locais, como gramíneas inibidoras, atua como barreira ao estabelecimento de espécies nativas, por resultar em ambientes inóspitos. Os entraves ao recrutamento de plântulas em pastagens são constatados ao longo de todas as fases, desde a dispersão das sementes até o estabelecimento das plantas.

No banco de sementes das áreas de pasto abandonado e em estágio inicial de regeneração, as densidades encontradas são compatíveis com valores de bancos de sementes de paisagens antropizadas. A densidade baixa de plantas lenhosas indica que não apenas a quantidade de sementes dispersas é afetada pela presença de gramíneas, mas também a diversidade de espécies, que fica restrita às plantas já presentes na pastagem. Apesar de o banco de sementes ser formado principalmente por herbáceas, estão presentes também arbustivas colonizadoras importantes, as quais podem ser favorecidas para atuar como facilitadoras da regeneração natural.

Sobre os métodos de nucleação, inicialmente a galharia e a solarização reduzem as gramíneas *Urochloa*. Entretanto, com o decorrer do tempo, os efeitos deixam de existir, devido ao rápido crescimento vegetativo das gramíneas a partir das bordas das parcelas. O uso de poleiro nesses tratamentos não possibilita incremento significativo de outras espécies, devido à permanência das condições inibidoras ao estabelecimento das plântulas. Apenas a aplicação de herbicida sobre o solo é eficiente para remover as gramíneas *Urochloa* e permitir a formação de estrato herbáceo-arbustivo bastante desenvolvido; contudo, resultados satisfatórios quanto ao recrutamento de espécies lenhosas apenas são alcançados com o uso de poleiro artificial para atração de fauna dispersora. A galharia, independentemente do tamanho aplicado, mostra-se ineficiente para conter o crescimento vegetativo das gramíneas, permanecendo os mecanismos de regeneração natural limitados pela presença de *Urochloa*. As galharias mencionadas na literatura são ainda menores, deixando patente a inexistência de orientações claras para uso seguro da técnica.

Para recrutamento da regeneração natural de plantas lenhosas, as ações devem ser combinadas para superar barreiras dispersivas e competitivas, sem as quais as espécies nativas terão pouca probabilidade de sobreviver. Práticas de nucleação que não atuem para eliminação local das gramíneas do gênero *Urochloa* tendem ao fracasso na restauração ecológica em pastagens abandonadas.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A. et al. Limited effectiveness of artificial bird perches for the establishment of seedlings and the restoration of Brazil's Atlantic Forest. **Journal for Nature Conservation**, v. 34, p. 24-32, 2016.

BAGGIO, A. J. et al. **Recuperação e proteção de nascentes em propriedades rurais de Machadinho, RS**. Brasília: Embrapa, 2013. 26 p.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; LEMUS-ALBOR, A. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. **Biotropica**, v. 37, n. 2, p. 301-313, 2005.

BENTO, R. A. et al. Activity based costing of the nucleation techniques implemented in forest clearings due to oil exploration in the Central Amazon. **BASE - Revista de Administração e Contabilidade da Unisinos**, v. 10, n. 2, p. 117-129, 2013.

BOCCHESE, R. A. et al. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 3, p. 207-213, 2008.

BROOKS, S.; CORDELL, S.; PERRY, L. Broadcast seeding as a potential tool to reestablish native species in degraded dry forest ecosystems in Hawaii. **Ecological Restoration**, v. 27, n. 3, p. 300-305, 2009.

CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. 1. ed. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27-45.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná, em solos não degradados**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 52 p.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 35 p.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, 2016.

CHEUNG, K. C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, 2012.

CORDEIRO, N. J.; HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, p. 14052-14056, 2003.

CROKER, T. C. et al. **Regenerating longleaf pine naturally**. New Orleans: Southern Forest Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture, 1975. 26 p.

DIAS-FILHO, M. B. **Competição e sucessão vegetal em pastagens**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 38 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos 240).

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

ELGAR, A. T. et al. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, n. 200, p. 1-10, 2014.

FRAGOSO et al. Recuperação de área degradada no domínio Floresta Estacional Semidecidual sob diferentes tratamentos. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 699-711, 2016.

FREHNER, M.; WASSER, B.; SCHWITTER, R. **Gestion durable des forêts de protection. Soins sylvicoles et contrôle des résultats: instructions pratiques**. Berne: Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, 2005. 564 p.

GALINDO, Víctor et al. Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. **Restoration Ecology**, 2017.

GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. 1. ed. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. 139 p.

GROENEVELDA, J. et al. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic Rain Forest. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 19, p. 2450-2459, 2009.

GROSE, P. J. Restoring a seasonal wetland using woven black plastic weed mat to overcome a weed threshold. **Ecological Management & Restoration**, v. 13, n. 2, 2012.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, 2016.

HOU, X. Y. et al. Duration of plastic mulch for potato growth under drip irrigation in an arid region of Northwest China. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, n. 1, p. 115-121. 2010.

KARIA, C. T.; DUARTE, J. B.; ARAÚJO, A. C. G. **Desenvolvimento de cultivares do gênero *Brachiaria* (trin.). Griseb. no Brasil.** Planaltina: Embrapa Cerrados, 2006. 58 p.

LAMBRECHT, S. C.; D'AMORE, A. Solarization for non-native plant control in cool, coastal California. **Ecological Restoration**, v. 28, n. 4, p. 424-426, 2010.

MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures-implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 132, n. 3, p. 311-321, 2006.

MARCHI, G.; MARCHI, E. C. S.; GUIMARÃES, T. G. **Herbicidas: mecanismos de ação e uso.** Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. 36 p.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 28, n. 5, p. 739-747, 2004.

MAZA-VILLALOBOS, S.; BALVANERA, P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. **Biotropica**, v. 43, n. 6, p. 666-675, 2011.

MILES, J. W.; VALLE, C. B. ***Brachiaria*: Biología, agronomía y mejoramiento.** Cali: CIAT, 1998. 312 p.

NAVE, A. G. et al. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R. R. et al. (Eds.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**, 1. ed. São Paulo: LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, p. 176-238, 2009.

OLIVEIRA JÚNIOR, R. S. Mecanismos de ação de herbicidas. In: OLIVEIRA JÚNIOR, R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (eds.). **Biologia e manejo de plantas daninhas.** Curitiba: Omnipax, 2011. p. 141-192.

PÁDUA, J. A.; SOLURI, J. Nuevas historias ambientales de América Latina y el Caribe. **RCC Perspectives**, 2013.

PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, 2011.

RASIAH, V. et al. Soil properties dynamics under abandoned pasture in deforested tropical rain-forest in Australia. **Geoderma**, v. 120, n. 1-2, p. 35-45, 2004.

REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival \neq Survival. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 2, p. 153-155, 2013.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

SCOWCROFT, P. G. Role of decaying logs and other organic seedbeds in natural regeneration of Hawaiian forest species on abandoned montane pasture. In: CONRAD, E. C.; NEWELL, L. A. (cords.). **Proceedings of the session on tropical forestry for people of the Pacific, XVII Pacific Science Congress**. Albany: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 1992. p. 67-73.

SIMBERLOFF, D. Biological invasions: what's worth fighting and what can be won? **Ecological Engineering**, v. 65, p. 112-121, 2013.

SMITH, D. M. **The Practice of Silviculture**. 9. ed. New York: Wiley, 1996. 537 p.

SOARES, S. M. P. **Banco de sementes, chuva de sementes e o uso de técnicas de nucleação na restauração ecológica de uma clareira dominada por *Melinis minutiflora* P. BEAUV.** 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, 2009.

SOARES-FILHO, B. S. **Impacto da revisão do Código Florestal: como viabilizar o grande desafio adiante?** Brasília: Secretaria/SAE, 2013. 28 p.

SOUZA, L. M. et al. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **Cerne**, v. 18, n. 4, p. 565-576, 2012.

SPAROVEK, G. et al. A revisão do Código Florestal Brasileiro. **Novos Estudos-CEBRAP**, n. 89, p. 111-135, 2011.

THÉRIAULT, M. La gestion du feu à Parcs Canada. L'exemple du parc national du Canada de la Mauricie. In: HÉBERT, C. et al. **Les feux de forêt: science et défis d'aménagement**. Québec: Centre de foresterie des Laurentides, 2011. 169 p.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Revista Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 125-135, 2010.

VALKONEN, S.; MAGUIRE, D. A. Relationship between seedbed properties and the emergence of spruce germinants in recently cut Norway spruce selection stands in Southern Finland. **Forest ecology and management**, v. 210, n. 1, p. 255-266, 2005.

VARNER, R. S.; MCSORLEY, R. Weed population dynamics after summer solarization. **Proceedings of the Florida State Horticultural Society**, v. 125, p. 201-206, 2012.

VERGÍLIO, P. C. B. et al. Effect of brushwood transposition on the leaf litter arthropod fauna in a cerrado area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1158-1163, 2013.

ZALBA, S.; ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza e Conservação**, v. 5, n. 2, p. 16-22, 2007.

ZILLER, S. R.; CARPANEZZI, O. T. B.; CARPANEZZI, A. A. **Guia técnico para recuperação ambiental de áreas protegidas na região noroeste do Estado do Paraná**. Curitiba: IAP, 2010. 56 p.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.